

Titre: Évaluation de la performance de la filtration directe par les comptes de particules, les spores aérobies et la turbidité
Title: de particules, les spores aérobies et la turbidité

Auteur: Souleymane N'Diongue
Author:

Date: 1999

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: N'Diongue, S. (1999). Évaluation de la performance de la filtration directe par les comptes de particules, les spores aérobies et la turbidité [Ph.D. thesis, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/8536/>
Citation:

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/8536/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche:
Advisors:

Programme: Unspecified
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉVALUATION DE LA PERFORMANCE DE LA FILTRATION DIRECTE PAR LES
COMPTES DE PARTICULES, LES SPORES AÉROBIES ET LA TURBIDITÉ

SOULEYMANE NDIONGUE

DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

THÈSE PRÉSENTÉE EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE PHILOSOPHIAE DOCTOR (Ph.D.)

(GÉNIE CIVIL)

AVRIL 1999

© Souleymane Ndongue, 1999.



National Library
of Canada

Acquisitions and
Bibliographic Services

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Bibliothèque nationale
du Canada

Acquisitions et
services bibliographiques

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence

Our file Notre référence

The author has granted a non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of this thesis in microform, paper or electronic formats.

The author retains ownership of the copyright in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de cette thèse sous la forme de microfiche/film, de reproduction sur papier ou sur format électronique.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur qui protège cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

0-612-42827-3

Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Cette thèse intitulée :

ÉVALUATION DE LA PERFORMANCE DE LA FILTRATION DIRECTE PAR LES
COMPTES DE PARTICULES, LES SPORES AÉROBIES ET LA TURBIDITÉ

Présentée par : NDIONGUE Souleymane

en vue de l'obtention du diplôme de : Philosophiae Doctor

a été dûment acceptée par le jury d'examen constitué de :

M. BRIÈRE François G., M.E., président

M. DESIARDINS Raymond, M.Ing., membre et directeur de recherche

Mme PRÉVOST Michèle, Ph.D., membre et codirectrice

M. KAHAWITA René, Ph.D., membre

M. HAUSLER Robert, Ph.D., membre

À mon épouse Khadidiatou

À nos enfants Voulimata et Sidy

À ma famille

REMERCIEMENTS

Je tiens à adresser mes sincères remerciements à mon directeur de recherche, M. Raymond Desjardins pour les encouragements et les conseils qu'il n'a cessé de me prodiguer tout au long de la thèse. Je tiens également à exprimer toute ma reconnaissance à Madame Michèle Prévost pour sa participation constructive à la direction du projet de recherche.

Mes remerciements vont aussi à MM. François G. Brière, René Kahawita et Robert Hausler pour avoir accepté de juger ce travail.

Je remercie :

- MM Denis Allard, Stéphane Perron et Mme Jacinthe Mailly pour leur contribution à l'entretien du pilote, l'exploitation des données et l'analyse des paramètres de suivi;
- les membres de l'équipe de la Chaire Industrielle CRSNG en Eau Potable de l'École Polytechnique de Montréal qui ont contribué de près ou de loin à l'accomplissement de ce travail, et particulièrement Chantal Morissette, Catherine Poirier, Julie Philibert, Josée Coallier, Benoît Barbeau, Robert Mc Lean, Patrick Laurent, Vincent Gauthier et France Boisclair;
- Anouk Desjardins étudiante en projet de fin d'études et Shokoufeh Nour Hosseinian étudiante à la maîtrise pour l'aide qu'elles m'ont apportée durant les manipulations;
- le CRSNG, les partenaires de la chaire et particulièrement la ville de Montréal, pour leur support financier;
- le personnel de l'usine Atwater pour la collaboration tout au long du projet;

- la société PICA qui a prêté le pilote industriel et fourni le charbon utilisé;
- les compagnies L'environnement Eaglebrook (Varenes), Les Produits chimiques Handy (La Prairie), Sternson Chemical Products Division (St Laurent), Allied Colloids (Brampton, Ontario) qui ont fourni les échantillons de coagulants.

J'exprime toute ma reconnaissance au Programme Canadien de Bourses de la Francophonie qui a supporté financièrement mes études.

Enfin je ne saurais passer sous silence le support moral que mon épouse et mes enfants m'ont offert durant toutes ces années d'études.

RÉSUMÉ

L'objectif de cette thèse est d'expliquer l'évolution des particules en fonction des conditions de filtration et d'étudier les corrélations qui existent entre les comptes de particules, les spores de bactéries sporulantes aérobies et la turbidité.

Les travaux ont été réalisés en laboratoire et sur un filtre pilote ($20 \text{ m}^3/\text{h}$) installé à l'usine Atwater de la ville de Montréal. Tous les essais ont été effectués sur les eaux brutes du fleuve Saint-Laurent (Montréal, Canada), prélevées à la sortie des pompes basse pression de l'usine Atwater. La turbidité à la prise d'eau est généralement inférieure à 2 UTN à l'exception de courtes périodes durant l'automne (novembre ou décembre) et au début du printemps (avril ou mai). Durant ces périodes, la turbidité peut atteindre 6 UTN voire plus pendant une à deux semaines.

L'étape préliminaire de laboratoire a permis de comparer les performances de différents coagulants pour traiter par filtration directe les eaux étudiées. Les essais comprennent une étape de coagulation avec un flocculateur de laboratoire, suivie d'une étape de filtration sur milieu granulaire. Les coagulants utilisés sont l'alun, le polychlorure d'aluminium, les poly aluminium silicate sulfate, le chlorure ferrique et le Ferriclear qui est du sulfate ferrique préhydrolysé. Les résultats ont montré que les tests de coagulation-filtration sont sensibles pour sélectionner les coagulants. Il a été observé que parmi les coagulants à base d'aluminium le polychlorure d'aluminium est le plus efficace, tandis que pour les coagulants à base de fer le chlorure ferrique est le plus performant. Pour l'ensemble des essais, des relations linéaires sont observées entre la quantité de

coagulant utilisée et la concentration résiduelle de carbone organique dissous (COD). Cependant, pour les eaux étudiées, la coagulation-filtration enlève très peu de COD. Lorsque la turbidité de l'eau filtrée est de 0,10 UTN, le plus grand pourcentage d'enlèvement du COD qui est de 23 % a été obtenu avec le chlorure ferrique.

Les essais sur l'installation pilote comprennent une coagulation suivie d'une filtration rapide (10 m/h) sur un filtre composé d'une couche de sable surmontée d'une couche de charbon. Les paramètres de suivi sont la turbidité, les spores de bactéries sporulantes aérobies et les comptes de particules. L'objectif de traitement est de toujours maintenir la turbidité de l'eau filtrée à une valeur inférieure à 0,10 UTN. Deux turbidimètres fonctionnant en continue sont utilisés pour mesurer la turbidité des eaux brute et filtrée. Quatre compteurs de particules sont installés à l'affluent du filtre, au milieu de la couche de charbon, vers la fin de la couche de charbon et à l'effluent. Ces compteurs de particules sont reliés à un ordinateur, ce qui permet l'acquisition automatique des données. Le suivi de l'évolution de la qualité de l'effluent et de la qualité de l'eau en fonction de la profondeur du milieu filtrant, pour différentes conditions de traitement, a mis en évidence les éléments ci-dessous.

Il existe de bonnes corrélations linéaires entre les enlèvements des comptes totaux de particules (2 à 150 μm) et des comptes de particules des autres gammes de taille (2 à 5 μm et 5 à 15 μm), en outre l'évolution de toutes ces gammes de particules révèle les mêmes tendances de la qualité de l'eau filtrée. Il est donc possible d'estimer l'enlèvement des kystes de protozoaires pathogènes à partir de l'enlèvement des comptes

totaux de particules. Cette observation a une implication pratique importante puisqu'elle milite en faveur de l'utilisation des moniteurs de particules. Ces derniers fournissent seulement les comptes totaux de particules et ils sont moins coûteux que les compteurs de particules.

Les corrélations linéaires, qui existent entre l'enlèvement des comptes totaux de particules et l'enlèvement des spores aérobies, montrent qu'il est possible d'estimer les enlèvements des kystes de protozoaires pathogènes à partir de l'enlèvement des spores aérobies.

Sur un plan pratique, l'étude a montré les limites concernant la quantité et la qualité de l'eau produite par une filtration directe (10 m/h) utilisant des coagulants inorganiques ou des polyélectrolytes organiques de synthèse. L'ajout des doses requises de coagulants inorganiques, pour respecter l'objectif de traitement, entraîne un accroissement rapide des pertes de charge qui limitent la durée des cycles de filtration entre 9 et 26 h. Avec les coagulants organiques, il est possible de réaliser 40 h de filtration sans atteindre la perte de charge totale admissible. Par contre, l'augmentation des particules dans l'eau filtrée semble plus prononcée que dans le cas des coagulants inorganiques.

ABSTRACT

The objective of this thesis is to explain the evolution of particles as a function of the conditions of filtration, and to study the correlations that exist between particle count, aerobic spore-forming bacteria and turbidity.

The work was conducted both in the laboratory and on a pilot filter ($20 \text{ m}^3/\text{h}$) installed at the City of Montreal's Atwater plant. All the tests were carried out on raw waters from the St. Lawrence River (Montreal, Canada), sampled at the outflow of the low-pressure pumps at the Atwater plant. The turbidity at the raw water intake is generally less than 2 NTU, except during short periods in the late fall (November or December) and in the spring (April or May). During these periods, the turbidity can reach 6 NTU, or even more, for a period of a week or two.

The preliminary step, in the laboratory, enabled us to compare the performances of various coagulants when direct filtration was used as the means for treating the waters studied. The tests comprised a coagulation step using a laboratory flocculator, followed by a filtration step on a granular medium. The coagulants used were alum, polyaluminium chloride, polyaluminium silicate sulphates, ferric chloride and Ferriclear which is prehydrolyzed ferric sulphate. The results showed that the coagulation-filtration tests are sensitive for selecting coagulants. It was observed that aluminium polychloride is the most effective of the aluminium-based coagulants, while among the iron-based coagulants ferric chloride performs best. In all the tests, linear relations were observed between the quantity of coagulant used and the residual concentration of dissolved

organic carbon (DOC). However, coagulation-filtration removed very little of the DOC from the waters studied. When the turbidity of the filtered water was 0.10 NTU, the highest percentage of DOC removed, which was 23 %, was achieved with ferric chloride.

The tests on the pilot plant comprised a coagulation step, followed by rapid filtration (10 m/h) on a filter composed of a layer of sand underneath a layer of carbon. The parameters monitored were particle count, aerobic spore-forming bacteria and turbidity. The treatment objective was to maintain the turbidity of the filtered water at a value lower than 0.10 NTU at all times. Two turbidimeters operating continuously were used to measure the turbidity of the raw and filtered waters. Four particle counters were installed at the following locations: at the inflow of the filter, in the middle of the carbon layer, towards the end of the carbon layer and at the outflow. These particle counters were connected to a computer, which enabled the automatic acquisition of data. Monitoring the evolution of the quality of the effluent and the quality of the water as a function of the depth of the filter medium, for different treatment conditions, revealed the following:

High linear correlations exist between the removal of the total particle count (2 to 150 μm) and the removal of the count of particles in other size ranges (2 to 5 μm and 5 to 15 μm). Furthermore, the evolution in all these particle ranges reveals the same tendencies in the quality of the filtered water. It is therefore possible to estimate the removal of pathogenic protozoan cysts based on the removal of the total particle count. This

observation has an important practical implication, since it argues in favour of particle monitors that provide only total particle count, which are less costly.

The linear correlations that exist between the removal of total particle count and the removal of aerobic spores show that it is possible to estimate the removal of pathogenic protozoan cysts based on the removal of aerobic spores.

On a practical level, the study revealed limits in terms of the quantity and the quality of the water produced by direct filtration (10 m/h) using inorganic coagulants or synthetic organic polyelectrolytes. The addition of sufficient dosages of inorganic coagulants to meet the treatment objective results in a rapid increase in head losses which limit the duration of the filtration cycles to between 9 and 26 h. With organic coagulants, it is possible to carry out 40 h of filtration without the total allowable head loss being reached. By contrast, the increase in the number of particles in the filtered water seems more pronounced in this case than when inorganic coagulants are used.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE	iv
REMERCIEMENTS	v
RÉSUMÉ	vii
ABSTRACT	x
TABLES DES MATIÈRES	xiii
LISTE DES TABLEAUX	xviii
LISTES DES FIGURES	xx
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	xxviii
 CHAPITRE 1 INTRODUCTION	 1
1.1 Problématique	1
1.2 But de l'étude	4
 CHAPITRE 2 REVUE BIBLIOGRAPHIQUE	 6
2.1 Introduction	6
2.2 Filtration directe	6
2.2.1 Définition	7
2.2.2 Applicabilité de la filtration directe	7
2.2.3 Coagulation	10
2.2.4 Flocculation	16

2.2.5 Filtration.....	17
2.3 Les comptes de particules	28
2.3.1 Technologie des compteurs de particules	28
2.3.2 Exploitation des données de comptes de particules	34
2.4 Relations entre la turbidité, les comptes de particules, les spores aérobies et les kystes de <i>Giardia</i> et <i>Cryptosporidium</i>	38
2.4.1 Relation entre la turbidité et les comptes de particules.....	38
2.4.2 Relation entre les comptes de particules et les kystes de <i>Giardia</i> et <i>Cryptosporidium</i>	41
2.4.3 Utilisation des spores aérobies comme indicateur de la performance des traitements.....	46
2.5 Conclusions	48
CHAPITRE 3 MATÉRIEL ET MÉTHODES	49
3.1 Étapes du projet	49
3.2 Description de l'installation pilote.....	50
3.3 Méthodes d'analyse	53
3.3.1 Turbidité.....	53
3.3.2 Comptes de particules	53
3.3.3 Spores aérobies.....	56
3.3.4 Pertes de charge.....	57

CHAPITRE 4	UTILISATION D'ESSAIS DE COAGULATION-FILTRATION	
	POUR COMPARER LES PERFORMANCES DES	
	COAGULANTS DANS LA FILTRATION DIRECTE	59
4.1	Résumé	60
4.2	Abstract	61
4.3	Introduction.....	62
4.4	Matériel et méthodes.....	66
4.5	Résultats et discussions	71
4.6	Conclusions	86
4.7	Références	88
CHAPITRE 5	ÉVOLUTION DU NOMBRE DE PARTICULES DANS L'EAU	
	FILTRÉE D'UNE FILIÈRE DE FILTRATION DIRECTE	
	UTILISANT LE POLYCHLORURE D'ALUMINIUM.....	90
5.1	Résumé	91
5.2	Abstract	92
5.3	Introduction.....	93
5.4	Matériel et méthodes.....	98
5.5	Résultats et discussions	105
5.6	Conclusions	112
5.7	Liste des symboles.....	115
5.8	Remerciements	116

5.9	Références bibliographiques.....	129
-----	----------------------------------	-----

CHAPITRE 6 RELATIONS ENTRE LES COMPTES TOTAUX DE PARTICULES, LES SPORES DE BACTÉRIES

	SPORULANTES AÉROBIES ET LA TURBIDITÉ.....	131
6.1	Abstract	132
6.2	Introduction.....	133
6.3	Equipement and methods.....	136
6.4	Results and discussion	141
6.5	Conclusions	149
6.6	Acknowledgements.....	150
6.7	References	151

CHAPITRE 7 ÉVOLUTION DES PARTICULES DANS L'EAU FILTRÉE ...

7.1	Introduction.....	162
7.2	Description des essais	162
7.3	Résultats et discussions	166
	7.3.1 Cycles utilisant les coagulants inorganiques.....	166
	7.3.2 Cycles de filtration utilisant les coagulants organiques de synthèse.....	194
7.4	Conclusions	207

CHAPITRE 8 SYNTHÈSE

209

CHAPITRE 9 CONCLUSION GÉNÉRALE.....	213
CHAPITRE 10 BIBLIOGRAPHIE	216

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2. 1	Terminologie utilisée pour désigner les variantes du procédé de filtration directe	8
Tableau 2. 2	Tailles utilisées pour démontrer l'enlèvement des kystes de <i>Cryptosporidium</i> et de <i>Giardia</i> avec les données de particules.....	44
Tableau 3. 1	Étapes du projet	49
Tableau 3. 2	Caractéristiques des matériaux filtrants.....	52
Tableau 3. 3	Niveau des piézomètres par rapport au fond du filtre.....	58
Tableau 4. 1	Caractéristiques des milieux filtrants des cinq colonnes de filtration, adapté de brink [2]	65
Tableau 4.2	Caractéristiques de l'eau brute	66
Tableau 4.3	Caractéristiques des coagulants utilisés.....	68
Tableau 4.4	Méthodes analytiques	69
Tableau 4.5	Doses requises de coagulant pour obtenir une turbidité égale ou inférieure à 0,10 UTN	76
Tableau 4.6	Coefficients des relations entre la dose de coagulant ajoutée et le COD résiduel.....	81
Tableau 4.7	Enlèvement du COD lorsque la turbidité de l'eau filtrée est de 0,10 UTN	82

Tableau 5. 1	Description des cycles de filtration.....	117
Tableau 5. 2	Corrélation entre les Log d'enlèvement des comptes totaux et ceux des comptes de particules de 2 à 5 et de 5 à 15 μm.....	118
Tableau 6. 1	Details of sampling campaign for aerobic spores, turbidity and total particle counts	154
Tableau 7. 1	Caractéristiques des polyélectrolytes organiques de synthèse	164
Tableau 7. 2	Description des cycles de filtration effectués avec le PACl.....	167
Tableau 7. 3	Description des cycles de filtration effectués avec le PASS100	167
Tableau 7. 4	Description des cycles de filtration effectués avec le chlorure ferrique	168
Tableau 7. 5	Description des cycles de filtration effectués avec le Ferriclear	168
Tableau 7. 6	Description des cycles de filtration effectués avec le Percol LT31 et le Percol LT35	196
Tableau 7. 7	Variation des comptes totaux de particules dans l'eau filtrée correspondants à turbidité de 0,10 UTN	203

LISTES DES FIGURES

Figure 2. 1	Caractéristiques de la qualité de l'effluent d'un filtre après lavage, adapté de Amirtharajah et Wetstein (1980).	20
Figure 2. 2	Schéma du détecteur d'un compteur de particules basé sur l'obstruction de la lumière, adapté de Hargesheimer et al. (1992)	29
Figure 2. 3	Schéma du détecteur d'un compteur de particules mesurant la lumière diffractée, adapté de Hargesheimer et al. (1992)	32
Figure 2. 4	Courbe de distribution des particules, adapté de Lawler et al. (1980)	36
Figure 3. 1	Schéma de l'installation pilote après le 21 juin 1996	51
Figure 3. 2	Schéma du bassin de mélange (les dimensions sont en cm, la largeur du bassin est de 79 cm)	52
Figure 3. 3	Schéma du montage utilisé pour le calibrage des compteurs de particules	55
Figure 3. 4	Schéma de l'installation des compteurs	57
Figure 4.1	Enlèvement de la turbidité par le chlorure ferrique et le Ferriclear, (TEB = turbidité de l'eau brute)	74
Figure 4. 2	Enlèvement de la turbidité par le PACl, le PASS 100, le PASS 55 et l'alun, (TEB = turbidité de l'eau brute)	75

Figure 4.3	Enlèvement du COD par le chlorure ferrique et le Ferriclear, (COD EB = COD de l'eau brute)	79
Figure 4.4	Enlèvement du COD par le PACl, le PASS 100, le PASS 55 et l'alun, (COD EB = COD de l'eau brute)	80
Figure 4.5	Variation de la concentration de fer total ou d'aluminium total dans l'eau filtrée en fonction de la dose de coagulant ajoutée	84
Figure 5. 1	Courbe typique d'évolution de la turbidité de l'effluent d'un filtre mis en service après un lavage.	119
Figure 5. 2	Évolution de la qualité de l'eau filtrée pendant la période de maturation, cycle numéro 349, 10/04/96 : a) turbidité ; b) comptes de particules 2 à 150 $\mu\text{m/ml}$	120
Figure 5. 3	Évolution de la qualité de l'eau filtrée en période de faible turbidité de l'eau brute, cycle numéro 343, 01/04/96, dose de PACl 4,9 mg/l : a) turbidité ; b) comptes de particules ; c) Log d'enlèvement des particules.....	121
Figure 5. 4	Évolution de la qualité de l'eau filtrée en période de faible turbidité de l'eau brute, cycle numéro 349, 10/04/96, dose de PACl 5,8 mg/l : a) turbidité ; b) comptes de particules; c) Log d'enlèvement des particules.....	122

- Figure 5. 5** Évolution de la qualité de l'eau filtrée en période de pointe de turbidité de l'eau brute, cycle numéro 366, 29/04/96, dose de PACl 17,5 mg/l :
a) turbidité ; b) comptes de particules ; c) Log d'enlèvement des particules..... 123
- Figure 5. 6** Évolution de la qualité de l'eau filtrée en période de pointe de turbidité de l'eau brute, cycle numéro 367, 30/04/96, dose de PACl 17,5 mg/l :
a) turbidité ; b) comptes de particules ; c) Log d'enlèvement des particules..... 124
- Figure 5. 7** Évolution des comptes de particules et de la turbidité pendant la période de l'étude (pour les comptes de particules du 01/04/96 au 17/04/96, l'affluent est l'eau brute coagulée, du 23/04/96 au 30/04/96, l'affluent est l'eau brute). 125
- Figure 5. 8** Relation entre les Log d'enlèvement des comptes totaux et ceux des particules de 2 à 5 μm et de 5 à 15 μm : a) cycle No 343, dose de PACl = 4,9 mg/l, turbidité de l'eau brute = 1,15 UTN ; b) cycle No 365, dose de PACl variable, turbidité de l'eau brute = 4,70 UTN ; c) cycle No 367, dose de PACl = 17,5 mg/l, turbidité de l'eau brute = 4,77 UTN..... 126
- Figure 5. 9** Influence de la dose de PACl sur la qualité de l'eau filtrée , cycle numéro 363, 27/04/96, turbidité de l'eau brute = 4,10 UTN: a) turbidité ; b) comptes de particules ; c) Log d'enlèvement des particules ; d) distribution des particules. 127

- Figure 5. 10** Influence de la dose de PACl sur la qualité de l'eau filtrée, cycle numéro 365 29/04/96, turbidité de l'eau brute = 4,70 UTN : a) turbidité; b) comptes de particules; c) Log d'enlèvement des particules ; d) distribution des particules. 128
- Figure 6. 1** Relationship between the removal of aerobic spores and the removal of turbidity: a) data from all trials, b) data from trials using PACl only, c) data from trials using Percol LT35 only..... 155
- Figure 6. 2** Relationship between the removal of aerobic spores and the removal of total particle count: a) data from all trials, b) data from trials using PACl only, c) data from trials using Percol LT35 only..... 156
- Figure 6. 3** Monitoring the quality of the water as a function of depth in the filter medium, after 2 h of filtration, cycle No 358, PACl 10.0 mg/l, 96/04/23: a) variation of the total particle count, turbidity and aerobic spores, b) cumulative removal, c) removal by the layers of filter medium d) relationship between the removal of aerobic spores and the removal of total particle count or turbidity..... 157

- Figure 6. 4** Monitoring the quality of the water as a function of depth in the filter medium, after 40h19 of filtration, cycle No 580, Percol LT 35, 0.12 mg/l, 96/12/02: a) variation of the total particle count, turbidity and aerobic spores, b) cumulative removal, c) removal by the layers of filter medium d) relationship between the removal of aerobic spores and the removal of total particle count or turbidity. 158
- Figure 6. 5** Monitoring the evolution of total particle count, aerobic spores and turbidity during the first 3 h of filtration, cycle No 361, PACl 10.1 mg/l, 96/04/25: a) raw water, b) Log removal, c) filtered water, d) relationship between the removal of aerobic spores and the removal of total particle count or turbidity. 159
- Figure 6. 6** Monitoring the evolution of total particle count, aerobic spores and turbidity, cycle No 367, PACl 17.5 mg/l, 96/04/30: a) raw water, b) Log removal, c) filtered water, d) relationship between the removal of aerobic spores and the removal of total particle count or turbidity..... 160
- Figure 6. 7** Monitoring the evolution of total particle count, spores and turbidity, cycle No 585, Percol LT35, 0.16 to 0.24 mg/l, 96/12/16: a) raw water, b) Log removal, c) filtered water, d) relationship between the removal of aerobic spores and the removal of total particle count or turbidity. 161

- Figure 7. 1** Exemple d'évolution des particules pendant la période de maturation du filtre, cycle numéro 421, 18/07/96 9:47, 13,9 mg/l de PACl: a) turbidité des eaux brutes et filtrées; comptes de particules dans l'eau filtrée 170
- Figure 7. 2** Influence des coagulants sur le temps des percées pendant la période de maturation du filtre: a) première percée; b) deuxième percée..... 171
- Figure 7. 3** Influence des coagulants sur le temps de filtration après un lavage nécessaire pour obtenir une turbidité de 0,10 UTN..... 173
- Figure 7. 4** Exemple d'évolution des comptes de particules et de la turbidité de l'eau filtrée, cycle numéro 474, 28/09/96, 10,2 mg/l de chlorure ferrique: a) turbidité des eaux brute et filtrée ; b) comptes de particules pendant la période de maturation; c) comptes de particules dans l'eau filtrée pendant le cycle de filtration 174
- Figure 7. 5** Influence de la dose de PACl, cycle numéro 417, 16/07/96 : a) turbidité des eaux brute et filtrée ; b) comptes de particules dans l'eau brute coagulée; c) comptes de particules dans l'eau filtrée. 178
- Figure 7. 6** Évolution des particules dans l'eau filtrée des cycles de filtration avec ajout de PACl: a) turbidité de l'eau filtrée; b) comptes de particules dans l'eau filtrée pendant la période de maturation; c) comptes de particules dans l'eau filtrée pendant le cycle 179
- Figure 7. 7** Variation de la concentration résultante de particules en fonction de la dose de coagulant: a) période de filtration comprise entre 0 et 3 h; b) période de filtration comprise entre 3 h et la fin du cycle..... 180

- Figure 7. 8** Influence de la dose de PASS100, cycle numéro 434, 29/07/96:
 a) turbidité des eaux brute et filtrée; b) comptes de particules dans l'eau brute coagulée ; c) comptes de particules dans l'eau filtrée 183
- Figure 7. 9** Évolution des particules dans l'eau filtrée des cycles de filtration avec ajout de PASS100: a) turbidité de l'eau filtrée; b) comptes de particules dans l'eau filtrée pendant la période de maturation; c) comptes de particules dans l'eau filtrée pendant le cycle 184
- Figure 7. 10** Influence de la dose de chlorure ferrique, cycle numéro 468, 27/08/96:
 a) turbidité des eaux brute et filtrée; a) comptes de particules dans l'eau brute coagulée ; b) comptes de particules dans l'eau filtrée 187
- Figure 7. 11** Évolution des particules dans l'eau filtrée des cycles de filtration avec ajout de chlorure ferrique: a) turbidité de l'eau filtrée; b) comptes de particules dans l'eau filtrée pendant la période de maturation; c) comptes de particules dans l'eau filtrée pendant le cycle 188
- Figure 7. 12** Influence de la dose de Ferriclear, cycle numéro 489, 09/09/96:
 a) turbidité des eaux brute et filtrée; b) comptes de particules dans l'eau brute coagulée ; c) comptes de particules dans l'eau filtrée 192
- Figure 7. 13** Évolution des particules dans l'eau filtrée des cycles de filtration avec ajout de Ferriclear: a) turbidité de l'eau filtrée; b) comptes de particules dans l'eau filtrée pendant la période de maturation; b) comptes de particules dans l'eau filtrée pendant le cycle 193

Figure 7. 14	Évolution de la turbidité et des comptes de particules des cycles numéros 576 (27/11/96, Percol LT31 0,28 mg/l) et 580 (02/12/96, Percol LT35 0,12 mg/l)	195
Figure 7. 15	Évolution de la turbidité et des comptes de particules pendant la période de maturation du filtre des cycles numéros 584 (16/12/96 sans coagulation) et 585 (16/12/96 Percol LT35 0,16 mg/l)	198
Figure 7. 16	Évolution de la turbidité et des comptes de particules, cycle No 585, 16/12/96, 0,16 à 1,38 mg/l de Percol LT35 (TEF = turbidité de l'eau filtrée)	201
Figure 7. 17	Évolution de la turbidité et des comptes de particules, cycle no 584, 16/12/96, 0 à 0,16 mg/l de Percol LT35	204
Figure 7. 18	Évolution des comptes de particules, cycle numéro 586, 20/12/96, 0,42 mg/l de Percol LT35 (TEF = turbidité de l'eau filtrée)	206

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

α :	Facteur de collision qui tient compte des effets chimiques
$\Delta N/\Delta v$:	Fonction de distribution des particules par taille
ε_0 :	Porosité du milieu propre
η :	Efficacité d'enlèvement des particules
η_D :	Efficacité d'enlèvement des particules par le mécanisme de diffusion
η_G :	Efficacité d'enlèvement des particules par le mécanisme de sédimentation
η_I :	Efficacité d'enlèvement des particules par le mécanisme d'interception
λ :	Coefficient du filtre
λ_0 :	Coefficient initial du filtre au temps 0
μm :	Micromètre
μ :	Viscosité absolue
ρ :	Densité de l'eau
ρ_p :	Densité des particules
σ :	Accumulation spécifique, masse de particules accumulées par unité de volume du milieu filtrant
σ_u :	Valeur de saturation de l'accumulation spécifique
a :	Constante empirique
ADAM :	Acrylate de diméthylamino-éthyle
Alun:	Sulfate d'aluminium
b :	Constante empirique

c :	Constante empirique
C :	Concentration des particules, masse/volume
c :	Largeur de canal qui est la différence entre deux diamètres
COD:	Carbone organique dissous
COD EB:	Carbone organique dissous dans l'eau brute
COT :	Carbone organique total
CRSNG :	Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada
CU:	Coefficient d'uniformité
d_c :	Diamètre des grains
D_E :	Diamètre effectif
dN/dv :	Fonction de distribution des particules par taille.
DOC :	Dissolved organic carbon
d_p :	Diamètre des particules
EPI.DMA :	Épichlorhydrine diméthylamine
g :	Accélération de la pesanteur
h :	Heure
k :	Constante de Boltzman
L :	Litre
Log:	Logarithme base 10
m :	Mètre
MADAM :	Méthacrylate de diméthylamino-éthyle
mg:	Milligramme

N :	Concentration des particules, nombre/cm ³
$n(dp)$:	Fonction de distribution des particules exprimée en fonction du diamètre des particules
$n(s)$:	Fonction de distribution des particules exprimée en fonction de la surface des particules
NTU :	Nephelometric turbidity unit
$n(v)$:	Fonction de distribution des particules exprimée en fonction du volume des particules
NSF :	National Sanitation Foundation
OMS :	Organisation Mondiale de la Santé
PACl:	Polychlorure de d'aluminium
PASS:	Polyaluminium silicate sulfate
P_e :	Nombre de Peclet = $[(3 \pi \mu d_p) U d_c / k T]$
POLYDADMAC :	Polychlorure de diallyldiméthyl-ammonium
R:	Coefficient de corrélation
s :	Surface des particules
SUVA :	Absorbance ultraviolet spécifique (specific ultraviolet absorbance)
T :	Température absolue
t :	Temps

TEB :	Turbidité de l'eau brute
TEF :	Turbidité de l'eau filtrée
<i>U</i> :	Vitesse de filtration
USEPA:	United States Environmental Protection Agency
USPHS :	United States Public Health Service
UTN:	Unité de turbidité néphélométrique
<i>v</i> :	Volume des particules
<i>v_p</i> :	Vitesse de décantation des particules
<i>z</i> :	Profondeur du milieu filtrant

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

1.1 PROBLÉMATIQUE

La production d'eau potable à partir d'une eau de surface est souvent réalisée à l'aide d'une chaîne de traitement classique qui comprend les unités de coagulation, floculation, décantation, filtration et désinfection. Une telle chaîne permet de traiter la plupart des eaux brutes que leurs qualités soient plus ou moins bonnes ou plus ou moins variables. Lorsque les eaux brutes sont de bonne qualité, c'est à dire lorsqu'elles contiennent peu de micro-organismes, de matières organiques dissoutes, de couleur et de turbidité, il peut être possible de réaliser des économies en simplifiant la chaîne de traitement. En effet, il est alors possible d'ajouter une petite quantité de coagulant dans un mélangeur rapide afin de former un floc de petite taille. Si nécessaire, les eaux coagulées sont envoyées dans un bassin de floculation. Par la suite, les eaux contenant le floc et les impuretés contenues dans les eaux brutes sont filtrées. C'est ce qui est appelé filtration directe.

Certaines usines font une filtration directe sans utiliser de coagulant. Cela est possible lorsque l'eau brute est de bonne qualité durant toutes les saisons. Par exemple, l'usine Atwater de la ville de Montréal traite des eaux brutes qui ont généralement une turbidité inférieure à 2 UTN, à l'exception de deux courtes périodes de l'année où la turbidité peut atteindre 5 UTN ou plus. La chaîne de traitement comprend une filtration directe (5 m/h) sans utilisation de coagulant, suivie d'une désinfection. Selon la bibliographie, ce

traitement est risqué car il est très peu efficace pour éliminer les kystes pathogènes. S'il n'y a pas d'épidémie, c'est parce que l'eau brute est d'excellente qualité microbiologique.

Les recherches ont montré qu'en l'absence de coagulation, les kystes de *Giardia* et d'autres organismes pathogènes peuvent passer à travers les filtres et se retrouver dans l'eau traitée, même si la turbidité de celle-ci est inférieure à 1 UTN (Al-Ani et al., 1986; Hargesheimer et Satchwill, 1987; Mosher et Hendricks, 1986).

Au cours des deux dernières décennies, il y a eu plusieurs épidémies transmises par l'eau et dont les microorganismes responsables sont les kystes de *Giardia* et de *Cryptosporidium*. Par exemple, en novembre 1981, une épidémie de *Giardiase* s'est produite dans le *Highlands Water and Sanitation District* au Colorado. Au moment de l'épidémie, les données bactériologiques et de turbidité ne révélaient aucune anomalie sur la qualité sanitaire de l'eau (Braidech et Karlin, 1985). Plus récemment, en avril 1993, les recherches révélaient que *Cryptosporidium* était le principal agent causal de l'épidémie de Milwaukee. Elles suspectaient également l'eau potable d'avoir répandu l'organisme dans la ville de Milwaukee et ses environs. Selon le recensement des cas, environ 403 000 personnes ont souffert d'une diarrhée aiguë (Fox et Lytle, 1994). Là encore, pendant toute la période de l'épidémie, l'eau respectait les normes américaines de coliformes et de turbidité.

Les kystes de *Giardia* et de *Cryptosporidium* sont connus pour leur résistance à la chloration (Fox et Lytle, 1994; Lin, 1985). Les efforts doivent donc être orientés vers l'enlèvement physique des particules. Les recherches ont mis en évidence que le prétraitement chimique par coagulation améliore de façon significative l'enlèvement des particules par la filtration (Al-Ani et al., 1986; Mosher et Hendricks, 1986; Tanaka et Pirbazari, 1986). Les filtres à sable lents et les filtres rapides précédés d'une coagulation enlèvent presque tous les kystes (Lin, 1985).

Par ailleurs, la technique de mesure des kystes est complexe et limitée par les difficultés de récupération et de détermination de la viabilité (Rice et al., 1994). Pour détecter de faibles concentrations de ces organismes, il faut filtrer d'importants volumes d'eau. Les filtres peuvent alors se colmater à tel point que l'eau ne passe plus (Fox et Lytle, 1994). La mesure directe des kystes est donc peu pratique pour être utilisée comme analyse de routine pour l'évaluation de la performance des filtres.

La présence des kystes de *Giardia* et de *Cryptosporidium* dans des eaux traitées respectant les normes de qualité, a donc posé le besoin de renforcer la barrière physique pour l'enlèvement des kystes et de trouver des indicateurs plus sensibles que la turbidité et les mesures de coliformes pour évaluer la performance des traitements.

Les comptes de particules et les spores de bactéries sporulantes aérobies ont été proposés comme indicateurs de la performance des filtres. Les comptes de particules sont plus sensibles que la turbidité pour détecter de faibles variations de la qualité de l'eau filtrée

(Beard II et Tanaka, 1977; Hargeshimer et al., 1992; McTigue et Cornwell, 1988). Ils sont aussi utilisés comme indicateurs de l'enlèvement des particules de la taille des kystes de *Giardia* (Hargeshimer et al., 1992; Hilmoe et Cleasby, 1986). Une étude a montré une corrélation significative entre l'enlèvement des particules ($> 5\mu\text{m}$) et l'enlèvement des kystes de *Giardia* et de *Cryptosporidium* (LeChevallier et Norton, 1992). Les comptes de particules sont donc une méthode prometteuse pour estimer l'enlèvement des kystes de *Giardia* et de *Cryptosporidium*. La comparaison de l'enlèvement des coliformes totaux, des bactéries hétérotrophes aérobies facultatives, des spores de bactéries sporulantes aérobies et des comptes de particules a montré que seul les enlèvements des spores et des particules ont les mêmes tendances (Rice et al., 1994).

1.2 BUT DE L'ÉTUDE

Cette recherche fait partie des activités de la Chaire Industrielle CRSNG en Eau Potable de l'École Polytechnique. Elle se situe dans la phase III du projet d'optimisation de la filtration directe à la ville de Montréal qui a pour but d'assurer une barrière efficace contre le passage des micro-organismes, en tout temps y compris la période qui suit les lavages et les périodes de pointes de turbidité de l'eau brute. La phase I a comparé différentes filières de traitement biologique. Elle a aboutit au choix de la filtration directe sur filtre bicouche sable charbon actif biologique avec élimination de l'étape d'ozonation. La phase II a évalué cette filtration biologique directe sur milieu bicouche sable et charbon actif biologique, sans ajout de coagulant. Malgré le choix d'une granulométrie plus fine, les percées de turbidité existent après le lavage du filtre et au

cours des cycles de filtration. La phase III a évalué la performance de la filtration directe précédée d'une coagulation aussi appelée coagulation sur filtre.

Le premier objectif de cette thèse est d'expliquer l'évolution des particules en fonction des conditions de filtration. L'effet de l'ajout de différents coagulants sur l'évolution des comptes de particules est examiné. L'enlèvement des particules par les différentes couches du milieu filtrant et l'évolution des particules dans l'eau filtrée lors des différentes phases du cycle de filtration qui sont les périodes de maturation, de stabilité et de crevaisson du filtre sont aussi étudiés.

Le deuxième objectif est de montrer les corrélations qui existent entre les comptes de particules, les spores de bactéries sporulantes aérobies et la turbidité.

CHAPITRE 2

REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

2.1 INTRODUCTION

La première partie de ce chapitre traite de la filtration directe. La deuxième partie passe en revue la bibliographie relative aux comptes de particules. La troisième partie discute de l'utilisation de la turbidité, des comptes de particules et des spores de bactéries sporulantes aérobies comme indicateurs de la performance de la filtration et de l'enlèvement des kystes de *Giardia* et de *Cryptosporidium*.

2.2 FILTRATION DIRECTE

La filtration directe n'est pas un concept nouveau. Au début du 20^e siècle, lors du passage de la filtration lente à la filtration rapide, l'idée d'acheminer directement aux filtres les eaux brutes prétraitées chimiquement fut expérimentée. Avec les filtres monocouches à granulométrie fine utilisés à l'époque, les floccs s'accumulaient dans la partie supérieure du matériau filtrant. Les pertes de charge augmentaient très vite, atteignant rapidement la valeur limite. Ce procédé fut donc abandonné (Culp, 1977). Plus tard, la mise au point des filtres bicouches, composés d'une couche de matériau à granulométrie fine surmontée d'une couche de matériau à granulométrie plus grosse, a rendu possible le stockage d'une grande quantité de floccs, sans entraîner des pertes de charge excessives dans le filtre. Ces progrès dans l'utilisation des matériaux filtrants ont

entraîné un rebondissement du concept de filtration directe, permettant ainsi de traiter certaines eaux par ce procédé (Culp, 1977).

2.2.1 DÉFINITION

La filtration directe est une filière de traitement dans laquelle l'étape de filtration n'est pas précédée d'une étape de décantation (Coccagna, 1989; Culp, 1977). Il existe deux variantes du procédé de filtration directe : 1) les eaux brutes coagulées passent par un bassin de floculation avant d'être acheminées aux filtres; 2) les eaux brutes coagulées sont directement acheminées aux filtres. Dans la bibliographie, il n'y a pas de consensus sur la terminologie utilisée pour désigner chaque variante. Le tableau 2.1 résume les appellations qui sont souvent rencontrées.

L'étape de floculation a pour objectif de produire un floc qui sera retenu par le milieu filtrant (Coccagna, 1989). Ce floc, à cause de sa taille, est principalement enlevé par tamisage par le milieu filtrant. En absence de floculation, un temps de rétention nécessaire au bon mélange du coagulant dans l'eau brute est assuré dans le bassin de coagulation. Ensuite, l'eau brute coagulée est acheminée aux filtres qui travaillent comme des réacteurs, à l'intérieur desquels se déroulent les réactions physico-chimiques de formation du floc (Coccagna, 1989).

2.2.2 APPLICABILITÉ DE LA FILTRATION DIRECTE

Il est difficile de fixer des critères sur l'applicabilité de la filtration directe au traitement d'une eau donnée. L'applicabilité du procédé est fonction des objectifs de traitement et

d'opération qui sont, par exemple, la turbidité de l'eau filtrée ou la durée de la filtration entre deux lavages. Des essais pilotes sont nécessaires pour vérifier si la filtration directe permet d'atteindre les objectifs de traitement et d'opération désirés.

Tableau 2. 1 Terminologie utilisée pour désigner les variantes du procédé de filtration directe.

Chaîne de traitement	Terminologie	Références
Coagulation + floculation + filtration	Filtration directe	(Culp, 1977) (Al-Ani et al., 1986) (Coccagna, 1989) (Crozes et al., 1994) (Nieminski et Ongerth, 1995) (Committee report, 1980)
Coagulation + bassin de contact + filtration	Filtration directe	(Culp, 1977)
Coagulation + filtration	Filtration "in line"	(Al-Ani et al., 1986) (Crozes et al., 1994)
	Filtration directe	(Culp, 1977) (Coccagna, 1989)
	Coagulation sur filtre	(Degremont, 1989b)

Les conditions requises pour l'utilisation de la filtration directe dans le but de produire des eaux potables sont: 1) turbidité inférieure à 25 UTN et couleur inférieure à 25 unités, 2) couleur faible et turbidité inférieure à 200 UTN, 3) turbidité faible et couleur inférieure à 100 unités, 4) concentration de diatomées inférieure à 1 000 unités/ml (Culp, 1977). Ce dernier ne fait pas mention des vitesses de filtration, des turbidités de l'eau filtrée et de la durée de la filtration entre deux lavages. Dans le cas du traitement des eaux de consommation, des turbidités de 100 à 200 UTN semblent être élevées. Le cas suivant illustre les résultats qui sont obtenus lorsque des eaux de forte turbidité sont

traitées par filtration directe. Le procédé de filtration directe (12 m/h) avec ajout d'alun a été utilisé par l'American Oil Plant (Texas City, Texas) pour traiter des eaux dont la turbidité moyenne se situe entre 75 et 100 UTN, avec des pointes pouvant atteindre 200 UTN. La turbidité de l'eau filtrée est d'environ 2 UTN alors que les longueurs des cycles de filtration se situent entre 6 et 8 h. Le remplacement de l'alun par un polymère cationique a permis d'abaisser la turbidité de l'eau filtrée à 1 UTN et de prolonger les cycles de filtration jusqu'à 16 h (Committee report, 1980).

Une étude pilote qui a utilisé 5 sources différentes d'eaux brutes en Virginie révèle que les eaux brutes de turbidité comprise entre 0 et 10 UTN, de couleur comprise entre 0 et 15 unités de couleur et de concentration en algues comprise entre 0 et 1000 unités/ml, peuvent être traitées de façon satisfaisante par filtration directe (McCormick et King, 1982).

Le sous comité sur la filtration directe de l'American Water Works Association rapporte que des eaux brutes qui respectent les conditions suivantes sont considérées comme des candidates potentielles à la filtration directe: couleur inférieure à 40 unités, turbidité inférieure à 5 UTN, concentration en algues inférieure à 2 000 unités/ml, concentration de fer inférieure à 0,3 mg/l, concentration de manganèse inférieure à 0,05 mg/l (Committee report, 1980). Une enquête, effectuée auprès de 70 usines et installations pilotes, révèle que des problèmes peuvent se poser si la turbidité et la couleur dépassent 15 UTN et 30 à 40 unités de couleur, respectivement. Cependant, ces difficultés peuvent

être surmontées par l'usage de polyélectrolytes en remplacement partiel ou total du coagulant primaire (Committee report, 1980).

2.2.3 COAGULATION

Les particules colloïdales des eaux de surface possèdent habituellement une charge électrique négative située à leur surface. Cette charge électrique et la couche d'eau qui entourent les particules hydrophiles tendent à éloigner les particules les unes des autres et à les stabiliser dans la solution. Le but principal de la coagulation est de déstabiliser ces particules pour favoriser leur agglomération (Desjardins, 1990). Des coagulants minéraux ou des polyélectrolytes organiques de synthèse sont généralement utilisés pour la coagulation. Pour une chaîne de traitement classique, c'est à dire qui comprend les étapes de coagulation, floculation, décantation et filtration, le mélange des coagulants dans l'eau brute est énergique et dure 1 minute au maximum (Desjardins, 1990). Par contre, pour la filtration directe le mélange rapide peut durer jusqu'à 5 minutes (Culp, 1977).

Coagulants minéraux

L'alun, le chlorure ferrique et le sulfate ferrique sont les plus utilisés (Coccagna, 1989). Les floes d'hydroxyde de métal produits sont presque incompressibles. Ils occupent un grand volume. En conséquence, dans plusieurs cas, l'augmentation des pertes de charge à travers le filtre n'est pas causée par l'accumulation des substances enlevées, mais

plutôt par les précipités d'hydroxyde de métal qui exercent un effet d'adsorption sur les colloïdes hydrophobiques (Coccagna, 1989).

Polyélectrolytes organiques de synthèse

Ces polymères ont deux fonctions: 1) permettre le pontage entre les particules en solution, 2) assurer la liaison entre les particules en solution et celles préalablement déposées sur les grains du matériau filtrant (Coccagna, 1989). Ils peuvent être utilisés comme coagulant primaire ou comme aide-filtrant conjointement avec un coagulant inorganique.

a) Coagulants organiques de synthèse

Ce sont des molécules organiques de synthèse, à caractère cationique, de masse molaire moyenne comprise entre 10^4 et 10^5 . Les trois principales familles sont le mélamineformaldéhyde (ou mélamine-formol), l'épichlorhydrine diméthylamine (EPI.DMA) et le polychlorure de diallyldiméthyl-ammonium (POLYDADMAC) (Degrémont, 1989a).

Le choix d'un coagulant organique et la dose à appliquer sont déterminés par des essais pilote. Cependant quelques recommandations pouvant aider pour le choix ont été formulées dans la bibliographie (Culp, 1977; Stump et Novak, 1979)

L'utilisation d'un polymère cationique comme coagulant primaire, à des doses variant de 0,1 à 5,0 mg/l, permet une meilleure pénétration des floccs dans le milieu filtrant. Avec

les polymères neutres ou anioniques, la pénétration des flocs dans le milieu filtrant est moins importante. De ce fait, la protection contre la crevaison du filtre est meilleure (Culp, 1977).

L'effet du mélange rapide, de la floculation et du poids moléculaire sur la performance des polymères utilisés comme coagulant primaire, a été étudié à l'aide d'une eau reconstituée de turbidité 80 UTN (Stump et Novak, 1979). L'étude révèle que les polymères anioniques utilisés comme coagulant primaire entraînent des pertes de charges excessives avec un faible enlèvement de la turbidité. Les polymères à faible poids moléculaire ($<10^4$) enlèvent peu de turbidité tandis que ceux à poids moléculaire élevé ($>10^6$) génèrent des pertes de charge excessives. Ainsi, la sélection des polymères comme coagulant primaire peut se limiter aux polymères cationiques avec un poids moléculaire entre 10^4 et 2×10^5 (Stump et Novak, 1979). Ces derniers auteurs ont montré également que l'intensité du mélange rapide jouait un rôle important sur l'efficacité des polymères utilisés comme coagulant primaire. Ainsi, les polymères de poids moléculaires supérieurs à 10^4 fonctionnent mieux lorsque le gradient de vitesse G est entre 600 et 1000 s^{-1} , tandis que ceux de poids moléculaire compris entre 10^4 et 5×10^4 sont plus performants lorsque le gradient de vitesse G est de 300 s^{-1} .

b) Aide-filtrants organiques de synthèse

Ce sont des macromolécules à longue chaîne obtenues par association de monomères, dont certains possèdent des charges électriques ou des groupements ionisables. Ces

produits à très haute masse molaire (10^6 à 10^7) sont classifiés selon leur ionisation (Degrémont, 1989a). Les anioniques sont généralement des copolymères de l'acrylamide et de l'acide acrylique. Les neutres sont essentiellement des polyacrylamides. Les cationiques sont des copolymères d'acrylamide et d'un monomère cationique, généralement le MADAM (Méthacrylate de diméthylamino-éthyle) ou l'ADAM (Acrylate de diméthylamino-éthyle) (Degrémont, 1989a).

Les critères du choix d'un polyélectrolyte comme aide-filtrant ne sont pas clairement définis. Les polymères cationiques agissent mieux, lorsque la dose du coagulant primaire est faible, alors que les polymères neutres et les polymères anioniques donnent de bons résultats si le potentiel zêta est presque neutre (Coccagna, 1989). Par contre, un autre auteur considère que les polymères neutres ou légèrement anioniques, utilisés à des doses comprises entre 0,05 et 0,5 mg/l, produisent souvent les meilleurs résultats. (Culp, 1977).

Plus de la moitié des usines de traitement des eaux aux États Unis utilise au moins un type de polyelectrolytes pour améliorer l'efficacité du traitement (Letterman et Péro, 1990). Cependant, les polyelectrolytes contiennent des contaminants tels que des monomères résiduels, des réactifs et des sous produits de réaction qui soulèvent des inquiétudes concernant leurs effets sur la santé humaine. Le programme de recommandations sur l'utilisation des polyélectrolytes a été administrée par l'US Public Health Service (USPHS), puis par l'US Environmental Protection Agency et enfin par le

National Sanitation Foundation (NSF). En 1985, la liste des produits acceptés par l'USEPA comptait plus de 1300 produits de 134 manufacturiers ou fournisseurs (Letterman et Péro, 1990). Les PolyDADMAC et les EpiDMA représentent 80 % de la masse des polyélectrolytes vendus dans l'industrie de l'eau aux États Unis (Letterman et Péro, 1990). Ces auteurs présentent une liste des contaminants mis en évidence ou dont la présence est suspectée. L'acrylamide et l'épichlorohydrin, qui sont reconnus par l'Agence International pour la Recherche sur le Cancer de l'Organisation Mondiale pour la Santé comme étant cancérogènes pour les animaux, sont les contaminants qui soulèvent le plus d'inquiétude. De plus l'acrylamide est un neurotoxine et selon certaines études, il est possible qu'il s'accumule dans l'organisme suite à une ingestion continue (Letterman et Péro, 1990).

Impact de la coagulation sur la performance de la filtration

La filtration est la principale barrière au passage des particules, particulièrement les kystes de *Giardia* et de *Cryptosporidium*. Cependant une coagulation optimale est le facteur le plus important dans l'amélioration du traitement. Sans cette coagulation optimale, l'efficacité du filtre est compromise (Bellamy et al., 1993).

L'effet de la coagulation sur l'enlèvement de la turbidité et des kystes de *Giardia* a été étudié avec un pilote de laboratoire opéré à des vitesses comprises entre 4,9 et 14,1 m/h et traitant des eaux brutes de turbidité inférieure à 2,5 UTN (Al-Ani et al., 1986). Lorsque aucun coagulant n'est utilisé, la turbidité de l'eau filtrée est d'environ 0,40 UTN

et l'enlèvement des kystes de *Giardia* se situe entre 0 et 70 %. Lorsque de l'alun est ajouté (3 à 7 mg/l) conjointement avec du Magnifloc 572C ou 573C (1 à 4 mg/l), la turbidité de l'eau filtrée est d'environ 0,05 UTN et l'enlèvement des kystes de *Giardia* est de 95 %. Le prétraitement chimique améliore donc considérablement l'efficacité de la filtration.

L'impact de la coagulation sur la performance de la filtration a aussi été étudié sur un filtre pilote industriel fonctionnant à 12 m/h et traitant des eaux brutes de turbidité inférieure à 1,50 UTN (Mosher et Hendricks, 1986). Lorsque aucun coagulant n'est utilisé, l'enlèvement de la turbidité et des kystes de *Giardia* sont respectivement de 35 à 57 % et 80 à 91 %. Dans les cas, où la coagulation est faite avec le polymère Nalco 8109 comme coagulant primaire (5 à 26 mg/l) ou avec l'alun (7,4 à 8,0 mg/l) conjointement avec du Magnifloc 572C (1,8 à 2,1 mg/l), les kystes de *Giardia* sont pratiquement tous enlevés et la turbidité de l'eau filtrée est inférieure à 0,10 UTN.

2.2.4 FLOCULATION

Les particules colloïdales, déstabilisées par la coagulation, ont tendance à s'agglomérer lorsqu'elles entrent en contact les unes avec les autres. La floculation est le procédé par lequel, les contacts entre les particules sont favorisés, grâce à un mélange lent (Desjardins, 1990). En filtration directe, la nécessité d'une étape de floculation dans la filière de traitement est l'objet de controverse. Par conséquent, plusieurs chercheurs ont étudié l'impact de la floculation sur la performance de la filtration directe (Al-Ani et al., 1986; Crozes et al., 1994; Kavanaugh et al., 1980; Tate et al., 1977).

Tate et al. (1977) ont montré que lorsque 2 mg/l d'alun sont utilisés avec 0,25 mg/l de polymère cationique Catfloc-T, l'augmentation du temps de floculation de 13 à 26 minutes n'entraîne aucune amélioration de la qualité de l'eau filtrée. D'autres auteurs ont étudié l'effet de la floculation sur la turbidité et la distribution des particules de l'eau filtrée, en comparant deux filtres dont l'un est précédé d'une étape de floculation et l'autre pas (Kavanaugh et al., 1980). Les eaux brutes sont traitées avec 2 mg/l d'alun et 2 mg/l de polymère cationique. Les résultats de l'étude révèlent que la turbidité et la distribution des particules des deux effluents ne sont pas statistiquement différentes. Al-Ani et al. (1986) ont aussi comparé deux filières de filtration directe, l'une avec et l'autre sans floculation, toutes les autres conditions étant identiques. Ces deux filières de traitement ont produit une eau de même turbidité, qui se situe autour de 0,10 UTN.

D'après (Crozes et al., 1994), lorsque l'alun ou le chlorure ferrique sont utilisés avec le polymère Nalco 8100, l'étape de floculation est défavorable à l'enlèvement des particules et de la turbidité. Par contre, si le polymère Nalco 8100 est utilisé, l'étape de floculation améliore la performance de la filtration. Pour ces auteurs, l'effet de la floculation dépend essentiellement du traitement chimique appliqué. Stump et Novak (1979) ont étudié l'effet de la floculation sur l'efficacité des polymères cationiques utilisés comme coagulant primaire. La floculation est favorable à tous les polymères cationiques testés exceptés ceux à faible poids moléculaire.

2.2.5 FILTRATION

La filtration est le procédé par lequel l'eau est clarifiée, en passant à travers un milieu granulaire dans lequel les particules enlevées s'accumulent.

Opération des filtres

Le fonctionnement des filtres est suivi à l'aide de la turbidité et des pertes de charge (Degremont, 1989a). Le cycle de filtration qui est le temps compris entre deux lavages comprend trois périodes de fonctionnement caractéristiques. Lorsque le filtre est mis en service après un lavage, la turbidité de l'eau produite est relativement élevée, mais, elle descend rapidement pour atteindre un plateau. Cette période qui se situe au début de la filtration est appelée période de maturation du filtre. Le plateau obtenu dure plusieurs heures pendant lesquelles le filtre est en période de fonctionnement normal. Ensuite, la

turbidité augmente rapidement. Cette période correspond à la crevaision du filtre (Degrémont, 1989a).

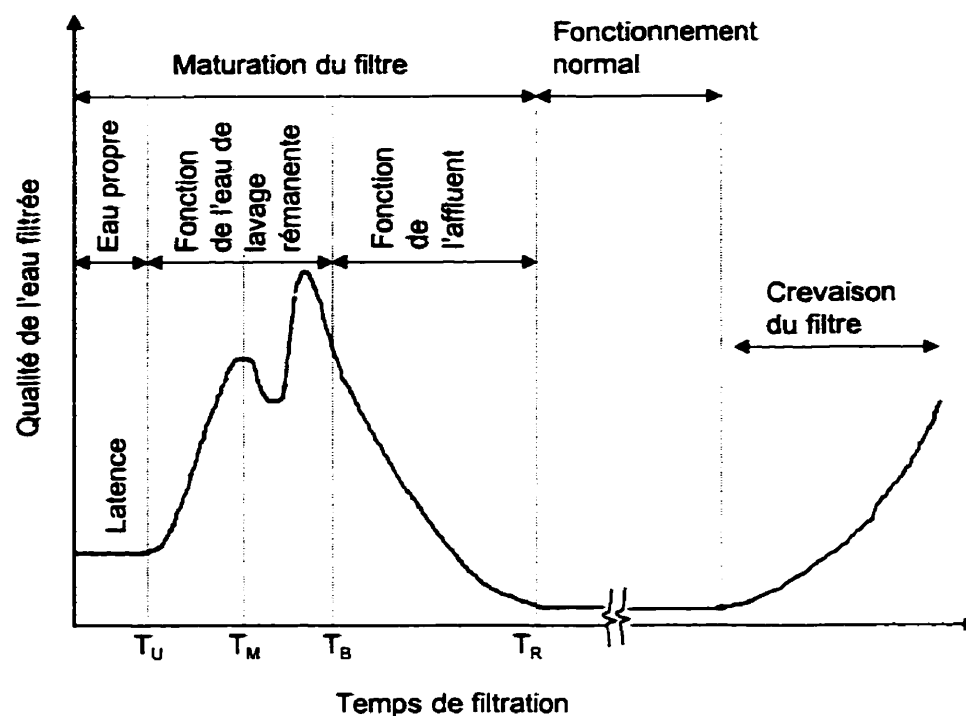
Colton et al. (1996) ont montré, à l'aide de cycles de filtration d'une durée de 48 heures, que jusqu'à 40 % des particules de la taille des kystes de *Cryptosporidium* présentes dans l'eau filtrée proviennent de la première heure de filtration.

L'existence de deux percées pendant la période de maturation (Fig. 2.1) a été mise en évidence par plusieurs auteurs (Amirtharajah et Wetstein, 1980; Colton et al., 1996). À la fin du lavage et juste avant le début de la filtration, l'eau contenue dans le filtre peut être divisée en trois parties : l'eau du fond de filtre, l'eau qui se trouve dans les pores du milieu filtrant et l'eau au-dessus du milieu filtrant. L'eau qui se trouve dans le fond du filtre est propre et n'a pas été utilisée pour le lavage. L'eau au dessus du milieu filtrant est plus chargée que l'eau qui occupe les pores. La période de latence de la figure 2.1 correspond au passage de l'eau propre qui était sous le milieu filtrant, tandis que les deux pics sont respectivement associés au passage de l'eau rémanente dans le milieu filtrant et au dessus (Amirtharajah et Wetstein, 1980). Après la deuxième percée, il y a une phase où la qualité de l'effluent s'améliore continuellement (Fig. 2.1). Cette phase semble résulter de l'effet combiné de la dispersion des eaux de lavage et de l'étape initiale de filtration caractérisée par la formation de chaînes de particules retenues par le milieu filtrant et qui contribuent à leur tour à l'interception d'autres particules (Amirtharajah et Wetstein, 1980). L'efficacité de la filtration augmente continuellement

durant cette période, dont la durée dépend de la vitesse de filtration, de la qualité de l'affluent et de la taille des particules (Amirtharajah et Wetstein, 1980). Par contre, d'autres auteurs considèrent que les eaux de lavage rémanentes ne contribuent que faiblement à l'explication de la deuxième percée du filtre pendant la période de maturation (François et Van Haute, 1985). Pour démontrer leur hypothèse, ils ont commencé des cycles de filtration avec de l'eau de robinet et ont observé la percée de la période de maturation. Après 75 minutes de filtration, lorsque la qualité de l'eau filtrée tend vers la stabilité, l'eau de robinet a été remplacée par de l'eau brute floclée et une percée est observée à l'eau filtrée. La percée de la période où l'eau de robinet est utilisée ne représente que 5 % de la percée où l'eau brute floclée est utilisée.

Il existe une perte de charge maximale qui ne peut pas être dépassée. Lorsque cette perte de charge maximale admissible est atteinte, il faut arrêter la filtration et laver le filtre (Degrémont, 1989a).

Le fonctionnement d'un filtre est optimisé lorsque la turbidité de l'effluent et les pertes de charge totales atteignent au même moment leurs limites maximales permises (Desjardins, 1990).



T_U = temps de rétention des drains
 T_M = temps de rétention jusqu'au dessus du milieu filtrant
 T_B = temps de rétention jusqu'aux goulottes de lavage
 T_R = temps de maturation du filtre

Figure 2. 1 Caractéristiques de la qualité de l'effluent d'un filtre après lavage, adapté de Amirtharajah et Wetstein (1980).

Mécanismes d'enlèvement des particules par la filtration

Le fonctionnement des filtres quand le polymère cationique (Catfloc-T) est utilisé comme coagulant a été étudié en laboratoire sur des eaux reconstituées (32 UTN) à l'aide d'un mélange de kaolin et de bentonite (Letterman et al., 1979). Cette étude a montré qu'il existe une zone de filtration, zone où les particules sont enlevées, qui se déplace progressivement en profondeur dans le filtre. Au dessus de cette zone le filtre est saturé de particules, en dessous, le filtre est toujours propre. La vitesse de progression de

ce front est fonction de la dose de coagulant, du gradient de vitesse du mélange rapide, de la vitesse de filtration et de la granulométrie du matériau filtrant. Il est possible d'augmenter la vitesse de progression de la zone en augmentant ou en diminuant la dose de coagulant par rapport à la dose qui annule le potentiel zêta, en augmentant le taux de filtration, le gradient de vitesse G du mélange rapide ou la granulométrie du milieu filtrant.

Dans le filtre, les particules sont enlevées par deux mécanismes distincts qui sont le tamisage et les mécanismes de transport (Letterman, 1987).

a) Mécanisme de tamisage

Lorsque les particules sont plus grandes que la taille des pores du milieu filtrant, l'enlèvement se fait par le tamisage qui est un mécanisme important lorsque le rapport de la taille des particules en suspension à la taille des grains du milieu filtrant est supérieure à 0,2 (Herzig, 1970) cité par (Letterman, 1987). En raisonnant seulement sur les tailles relatives des particules, des grains du milieu filtrant et des pores, Amirtharajah (1988) a montré que l'enlèvement des particules en suspension par tamisage est négligeable. La taille des pores d'un matériau granulaire est comprise entre 0,07 et 0,10 fois la taille des grains. Pour un sable de taille effective 0,50 mm par exemple, la dimension des pores est de 35 à 50 μm , ce qui est largement supérieure à la taille (0,01 à 10 μm) des particules colloïdales enlevées par le filtre.

b) Mécanismes de transport

L'enlèvement des particules plus petites que la taille des pores du milieu filtrant requiert leur transport jusqu'à la surface des grains du matériau filtrant ou des particules préalablement déposées sur ces grains. L'adhésion de la particule à la surface a lieu lorsque les surfaces sont déstabilisées (Letterman, 1987).

Les trois mécanismes de transport considérés comme importants dans l'enlèvement des particules de l'eau sont l'interception, la sédimentation et la diffusion brownienne (Letterman, 1987).

L'interception a lieu lorsque les particules, se déplaçant sur les lignes de courant, entrent en contact avec les surfaces stationnaires (Letterman, 1987). L'interception fut d'abord classée comme un mécanisme de transport distinct, mais aujourd'hui, elle est considérée comme une condition limite résultant de la diffusion et de la sédimentation (Amirtharajah, 1988).

La sédimentation, qui est due à la vitesse de décantation des particules, a lieu quand la vitesse de décantation est significativement plus grande que la vitesse interstitielle du fluide (Letterman, 1987). La particule traverse donc la ligne de courant et atteint la surface stationnaire. Ce mécanisme est important lorsque la taille des particules est comprise entre 5 et 25 μm (Amirtharajah, 1988).

La diffusion est le transport résultant du mouvement Brownien provoqué par le bombardement de la particule par les molécules d'eau. Ce mécanisme est important pour les particules inférieures à 1 μm , c'est à dire lorsque les tailles s'approchent des tailles des molécules d'eau (Amirtharajah, 1988).

Modélisation de la filtration

Les deux approches théoriques utilisées pour décrire l'enlèvement des particules par les mécanismes de transport sont l'approche macroscopique et la théorie microscopique de la filtration. La première est développée pour décrire les changements sur la qualité de l'eau et les pertes de charge en fonction du temps. Elle nécessite une quantité importante de données expérimentales. La deuxième, qui est basée sur des mécanismes physico-chimiques fondamentaux, requiert moins d'informations expérimentales (Gimbel, 1989)

a) Description macroscopique

L'équation de base découle d'un bilan de masse appliqué sur un élément de volume de filtre (Amirtharajah, 1988):

$$(\text{Taux de changement dans un élément de volume}) = (\text{Transport}) \pm (\text{Réaction}) \quad (2. 1)$$

Le développement analytique de ce bilan de masse permet d'écrire l'équation suivante (Amirtharajah, 1988) :

$$U \left(\frac{\partial C}{\partial z} \right) + \left(\frac{\partial \sigma}{\partial t} \right) = 0 \quad (2. 2)$$

U	=	vitesse de filtration,
C	=	concentration des particules, masse/volume
z	=	profondeur du milieu filtrant
σ	=	accumulation spécifique, masse de particules accumulées par unité de volume du milieu filtrant
t	=	temps

En 1937 Iwasaki (dans Amirtharajah, 1988) a démontré expérimentalement que :

$$\left(\frac{\partial C}{\partial z} \right) = -\lambda C \quad (2.3)$$

λ = coefficient du filtre

L'intégration de l'équation (2.3) donne:

$$C = C_0 e^{-\lambda z} \quad (2.4)$$

Les équations (2.2) et (2.3) semblent faire l'objet de consensus (Amirtharajah, 1988). σ , λ et C sont fonction du temps. Pour exprimer C en fonction du temps, il faut une troisième équation. Au moyen de coefficients empiriques, plusieurs chercheurs ont proposé une expression de la forme suivante:

$$\lambda = f(\lambda_0, \sigma) \quad (2.5)$$

λ_0 = coefficient initial du filtre au temps 0

Plusieurs des formules proposées peuvent être dérivées de l'équation de Ives (1969):

$$\lambda = \lambda_0 \left[1 + \sigma / (1 - \varepsilon_0) \right]^a \left[1 - \sigma / \varepsilon_0 \right]^b \left[1 - \sigma / \sigma_u \right]^c \quad (2.6)$$

a, b, c = constantes empiriques

ε_0 = porosité du milieu filtrant propre

σ_u = valeur de saturation de l'accumulation spécifique

L'approche macroscopique a l'avantage de décrire toutes les périodes de fonctionnement du filtre qui sont la période de maturation, la période de fonctionnement normal et la période de crevaisson. Par contre, l'application du modèle requiert des essais pilotes afin de déterminer les constantes empiriques a, b, c, σ_u (Amirtharajah, 1988).

b) Théorie microscopique de la filtration

La théorie microscopique de la filtration est aussi appelée théorie des trajectoires. Le principe est de considérer le milieu filtrant comme un ensemble de collecteurs et de déterminer l'accumulation des particules quand l'écoulement passe à travers ces collecteurs. Un collecteur est un grain du milieu filtrant (Amirtharajah, 1988).

Dans l'analyse des trajectoires, il est nécessaire de spécifier la géométrie et la taille des collecteurs, l'écoulement autour des collecteurs, la nature et l'intensité des forces qui agissent sur la particule dans la suspension, les critères d'adhésion des particules (Tien, 1988; Tien et Payatakes, 1979) cités par (Amirtharajah, 1988). L'application de ces spécifications s'est traduite par l'introduction du concept de l'efficacité d'enlèvement des particules (η) par un collecteur. L'efficacité d'enlèvement des particules (η) est le rapport entre le flux de particules qui adhèrent au collecteur sur le flux de particules qui s'approchent du collecteur (Tobiason et O'Melia, 1988). Les formules suivantes donnent

l'expression (η) pour les mécanismes de diffusion, de sédimentation et d'interception (Amirtharajah, 1988):

Diffusion

$$\eta_D = 4 P_e^{-2/3} = 0,9 \left(k T / \mu d_p d_c U \right)^{2/3} \quad (2.7)$$

Sédimentation

$$\eta_G = v_p / U = \left[(\rho_p - \rho) g d_p^2 \right] / 18 \mu U \quad (2.8)$$

Interception

$$\eta_I = 1,5 \left(d_p / d_c \right)^2 \quad (2.9)$$

- η_D, η_G, η_I = efficacité d'enlèvement des particules par un collecteur par les mécanismes de diffusion, sédimentation et interception respectivement
 d_p, d_c = diamètre des particules et des grains respectivement
 P_e = nombre Peclet = $[(3 \pi \mu d_p) U d_c / k T]$
 k = constante de Boltzman
 μ = viscosité absolue
 T = température absolue
 v_p = vitesse de décantation des particules
 ρ, ρ_p = densité de l'eau et des particules respectivement
 g = accélération due à la pesanteur

Yao (1968) et Yao et al. (1971) (cités par Amirtharajah, 1988) ont démontré que la concentration des particules dans l'effluent d'un filtre peut être liée à l'efficacité d'enlèvement des particules dans le milieu filtrant propre:

$$dC / dz = - \left[1,5 (1 - \varepsilon) / d_c \right] \alpha \eta_0 C = - \left[1,5 (1 - \varepsilon) / d_c \right] \alpha \left[\eta_D + \eta_G + \eta_I \right] C \quad (2.10)$$

α = facteur de collision qui tient compte des effets chimiques

L'équation (2.10) est basée sur l'hypothèse que les particules sont déstabilisées. Il n'existe donc pas de force de répulsion entre les particules et les collecteurs (Amirtharajah, 1988).

La théorie microscopique de la filtration est limitée par le fait qu'elle ne décrit pas adéquatement la filtration lorsqu'il existe un potentiel de répulsion entre les surfaces des particules et les grains du milieu. De plus, elle ne permet pas d'évaluer l'efficacité d'enlèvement lorsque les particules s'accumulent dans le milieu filtrant (Amirtharajah, 1988).

2.3 LES COMPTES DE PARTICULES

Les compteurs de particules sont des appareils qui comptent les particules et mesurent leur taille. Ils sont utilisés dans l'industrie de l'eau, des huiles, des fluides de procédé et dans le contrôle de l'air. Cette section traite la technologie des compteurs de particules et l'exploitation des données qu'ils permettent d'obtenir.

2.3.1 TECHNOLOGIE DES COMPTEURS DE PARTICULES

Les compteurs les plus utilisés pour analyser les particules dans l'eau sont basés sur les variations de la résistance électrique du liquide qui contient les particules (Principe Coulter) ou sur l'obstruction ou la diffraction de la lumière par les particules. Les composantes de base d'un compteur de particules sont le détecteur et le système d'acquisition et de traitement des données qui reçoit les signaux du détecteur et les traite pour fournir le nombre et la taille des particules.

Compteurs basés sur l'obstruction de la lumière

Ce type de compteur qui est le plus utilisé dans le domaine du traitement de l'eau fonctionne de la façon suivante: un faisceau lumineux est projeté à travers la cellule de détection du compteur, son intensité est détectée de l'autre côté de la cellule à l'aide d'un photo détecteur (Fig. 2.2). Les particules, contenues dans l'échantillon, traversent la cellule et bloquent une partie de la lumière. La baisse de l'intensité lumineuse est fonction de la taille de la particule et de son indice de réfraction qui est la constante qui caractérise son degré de transparence. Les changements de l'intensité lumineuse mesurés

par le photo détecteur sont transmis par circuit électronique au système de traitement de données. Celui-ci compte et analyse les impulsions électriques pour produire la distribution du nombre de particules par taille (Hargesheimer et al., 1992)

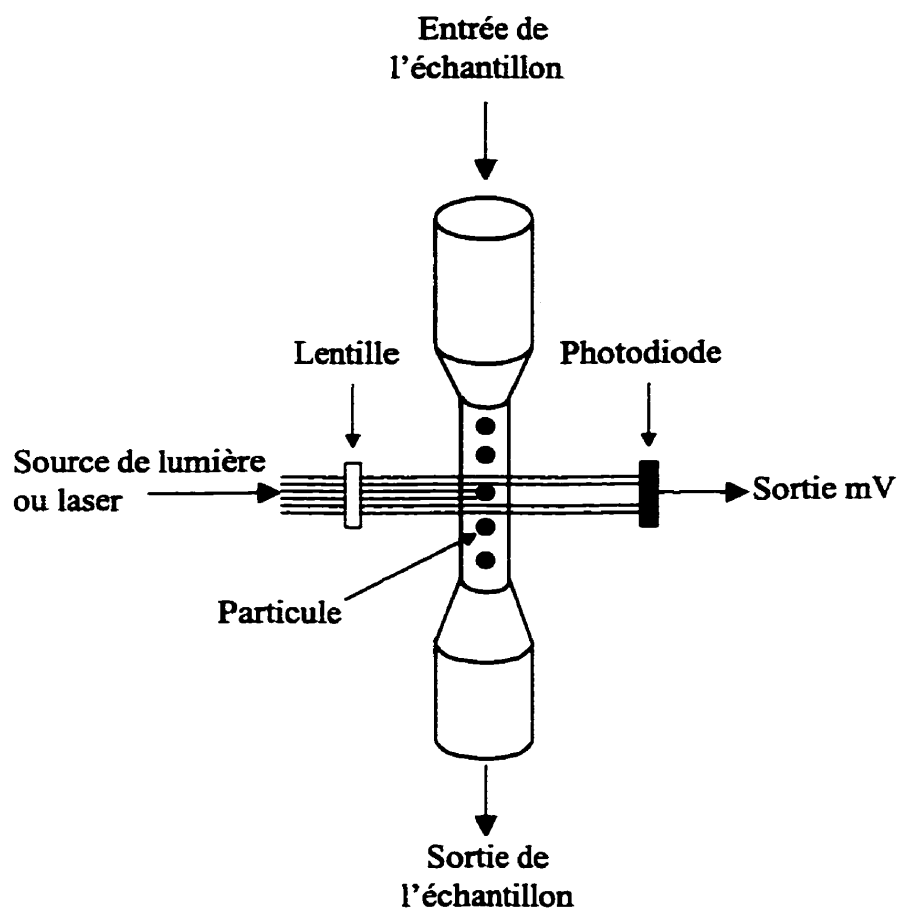


Figure 2. 2 Schéma du détecteur d'un compteur de particules basé sur l'obstruction de la lumière, adapté de Hargesheimer et al. (1992).

Les appareils basés sur l'obstruction de la lumière sont capables de mesurer les particules de taille comprise entre 1 et 500 μm (Hargesheimer et al., 1992). La limite inférieure est fonction du bruit électrique, en dessous duquel, le signal électrique généré par les particules est confondu avec le bruit électrique (Hargesheimer et al., 1992). La limite supérieure dépend des dimensions du détecteur.

Pour avoir un compte précis, il faut qu'une particule à la fois passe dans la zone de détection. Un grand nombre de petites particules, présentes simultanément dans cette zone, peut produire la même réponse qu'une seule grande particule. La concentration de particules dans l'échantillon ne doit donc pas dépasser une concentration maximale. Cette dernière est la concentration pour laquelle la probabilité d'avoir plusieurs particules simultanément dans la zone de détection est de 5% (Hargesheimer et al., 1992). Des exemples de concentrations maximales pour des compteurs de particules basés sur la lumière transmise sont: 10 000 particules $> 1 \mu\text{m/ml}$, 6 500 particules $> 2,0 \mu\text{m/ml}$, 5 200 particules $> 2,5 \mu\text{m/ml}$ (Hargesheimer et al., 1992).

Le débit de l'échantillon est un facteur important pour la précision des mesures. Il doit être suffisamment faible pour permettre le développement et la transmission du signal électrique généré par une première particule, avant qu'une deuxième particule ne se présente dans la zone de détection. Le débit de fonctionnement est spécifié par le fabricant (Hargesheimer et al., 1992).

Les avantages des compteurs de particules basés sur l'obstruction de la lumière sont la relation linéaire entre le logarithme du courant mesuré et le logarithme des tailles des particules, la bonne duplication des analyses, la possibilité de fonctionner dans une large gamme de tailles de particules, la possibilité de les installer pour suivre en continu un procédé. Les inconvénients sont l'influence de l'indice de réfraction des particules sur la taille fournie et l'impossibilité de mesurer des particules ayant des tailles inférieures à 1 μm (Hargesheimer et al., 1992).

Compteurs basés sur la diffraction de la lumière

Un faisceau lumineux est projeté à travers la cellule de détection du compteur (Fig. 2.3). Les particules, contenues dans l'échantillon, traversent la cellule et diffractent une partie de la lumière projetée. L'intensité de la lumière diffractée est fonction de la taille et de l'indice de réfraction des particules. La lumière diffractée par les particules est captée par des photo détecteurs et transmis par circuit électronique au système de traitement de données. Celui-ci compte et analyse les impulsions électriques pour produire la distribution du nombre de particules par taille (Hargesheimer et al., 1992). Généralement, les compteurs mesurant la lumière diffractée comptent les particules dont la taille est comprise entre 0,1 et 50 μm (Hargesheimer et al., 1992).

Pour avoir des comptes précis, il faut qu'une seule particule à la fois se présente dans la zone de détection. La concentration de particules dans l'échantillon ne doit donc pas dépasser une concentration maximale. Des exemples de concentrations maximales pour

des compteurs de particules basés sur la lumière diffractée sont: 3 500 particules $> 0,4$ $\mu\text{m/ml}$, 5 000 particules $> 0,5$ $\mu\text{m/ml}$, et 14 000 particules $> 0,3$ $\mu\text{m/ml}$ (Hargesheimer et al., 1992).

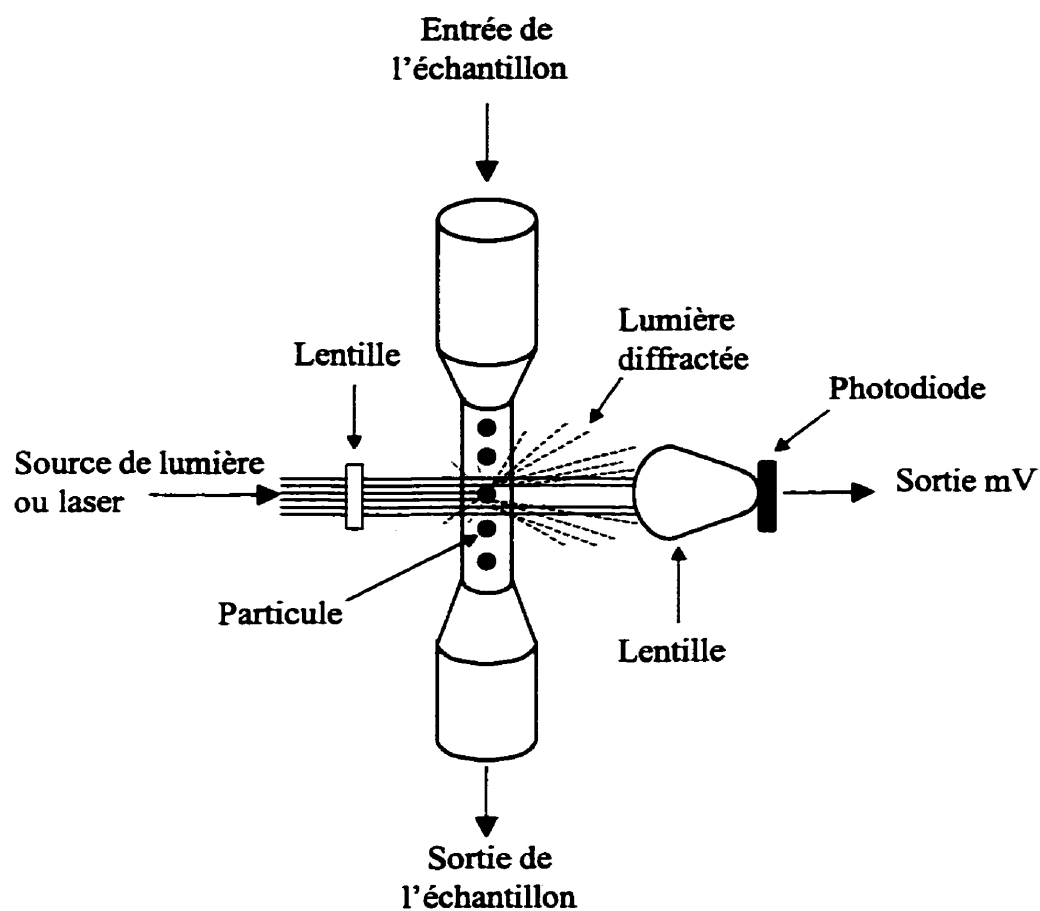


Figure 2. 3 Schéma du détecteur d'un compteur de particules mesurant la lumière diffractée, adapté de Hargesheimer et al. (1992).

Le contrôle du débit qui est spécifié par le fabricant est un facteur important pour la précision des mesures (Hargesheimer et al., 1992).

La taille déterminée par le compteur dépend de la forme et de l'indice réfraction des particules (Hargesheimer et al., 1992).

Les avantages des compteurs basés sur la lumière diffractée sont la possibilité de mesurer des particules de taille inférieure à 1 μm de diamètre, la possibilité de choisir l'angle de mesure de la lumière diffractée, la bonne duplication des analyses et la possibilité de faire des mesures en continu. L'influence de l'indice de réfraction des particules sur les tailles mesurées est un inconvénient (Hargesheimer et al., 1992).

Compteurs basés sur la mesure de la résistance électrique du liquide

Ces compteurs ont été développés pour compter les cellules sanguines dans le domaine médical (Kavanaugh et al., 1980). Par la suite, ils ont été utilisés pour la recherche dans le domaine du traitement de l'eau (Hargesheimer et al., 1992). La solution dans laquelle baignent les particules doit avoir une bonne conductivité électrique. L'échantillon passe dans la zone de détection dans laquelle un courant électrique circule. Lorsqu'une particule se trouve dans cette zone, le courant mesuré baisse. Ce changement de l'intensité du courant produit une impulsion électrique proportionnelle au volume de la particule. Les impulsions sont comptées et classées pour donner les distributions des particules par taille (Hargesheimer et al., 1992).

Les appareils basés sur le principe Coulter permettent de mesurer des concentrations maximales de particules plus importantes que celles des compteurs qui mesurent la lumière. Les principaux inconvénients sont la nécessité d'avoir une solution conductrice, l'interférence due au bruit électrique et la difficulté de les adapter à des analyses en continu (Hargesheimer et al., 1992)

2.3.2 EXPLOITATION DES DONNÉES DE COMPTES DE PARTICULES

Tailles des particules, largeurs des canaux, comptes cumulatifs et différentiels

Les tailles de particules peuvent être exprimées sous forme de diamètre (μm), de surface (μm^2), ou de volume (μm^3). Les compteurs sont calibrés avec des sphères de latex qui permettent de définir la relation entre la réponse du compteur et la taille de la particule. Puisque que les particules des eaux ne sont pas forcément sphériques, les tailles mesurées sont celles de sphères équivalents. L'unité la plus utilisée est le diamètre d'une sphère équivalente (Hargesheimer et al., 1992).

Les particules sont comptées et classées dans des gammes de taille, définies par deux diamètres d_1 et d_2 ($d_1 < d_2$). L'intervalle entre les deux diamètres est appelé canal. La largeur du canal c_1 est égale à la différence entre d_2 et d_1 . Par exemple si d_1 est égale à 2 μm et d_2 à 5 μm , la largeur du canal c_1 est de 3 μm .

Le compte des particules supérieures à un diamètre donné est appelé compte cumulatif. Par exemple le compte cumulatif de particules supérieures à 2 μm est le nombre total de particules ayant un diamètre se situant entre 2 μm et le diamètre maximal pouvant être

déecté par le compteur. Le compte différentiel est le nombre de particules dont le diamètre est compris entre 2 diamètres donnés. Par exemple, le compte différentiel de particules entre 2 et 5 μm est le nombre de particules dont le diamètre est compris entre 2 et 5 μm (Hargesheimer et al., 1992).

Normalisation des comptes différentiels

La normalisation des comptes différentiels a pour objectifs de comparer des résultats de comptes de particules obtenus avec des choix de canaux différents et de permettre une représentation graphique sur laquelle il est possible d'estimer directement le nombre de particules correspondant à une taille donnée (Hargesheimer et al., 1992). La normalisation consiste à diviser le compte différentiel d'un canal par la largeur de celui-ci. Cette procédure donne donc le compte de particules correspondant à un canal de largeur 1 μm . Par exemple, pour le canal 2 μm et le canal 5 μm , le compte différentiel normalisé est le nombre de particules dont le diamètre est compris entre 2 et 5 μm divisé par 3 (Hargesheimer et al., 1992).

Représentation graphique de la distribution des particules par taille pour un échantillon

L'ensemble des données, constituées par les comptes de particules pour chaque gamme de diamètre, représente la distribution des particules par taille d'un échantillon qui est représentée graphiquement en mettant en abscisse le diamètre moyen des particules et en ordonnée le compte cumulatif, le compte différentiel ou le compte différentiel normalisé.

Une courbe typique de distribution des particules dans une suspension contenant des particules de diverses tailles est montrée à la figure 2.4 (Lawler et al., 1980). L'ordonnée N (nombre/cm³) de cette courbe est la concentration de particules dont taille est inférieure ou égale à la valeur v (μm³) en abscisse.

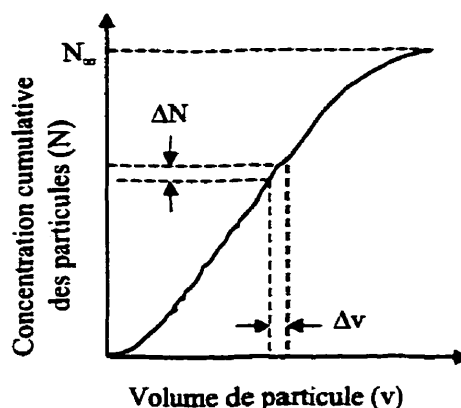


Figure 2. 4 Courbe de distribution des particules, adapté de Lawler et al. (1980).

La pente, $\Delta N / \Delta v$ ou dN / dv , est appelée fonction de distribution des particules par taille. Puisque la taille d'une particule peut être exprimée sous forme de volume, surface ou diamètre, il existe trois fonctions de distribution (Lawler et al., 1980).

$$\Delta N / \Delta v = dN / dv = n(v) \quad (2.11)$$

$$\Delta N / \Delta s = dN / ds = n(s) \quad (2.12)$$

$$\Delta N / \Delta d_p = dN / d(d_p) = n(d_p) \quad (2.13)$$

N = concentration des particules, nombre/cm³

d_p, s, v = diamètre, surface et volume des particules, μm, μm², μm³

$n(d_p), n(s), n(v)$ = fonctions de distribution des particules exprimées en fonction du diamètre, de la surface ou du volume des particules

Pour les eaux, la fonction de distribution des particules est généralement une fonction de puissance (Lawler et al., 1980).

$$n(d_p) = dN / d(d_p) = \alpha \times d_p^{-\beta} \quad (2.14)$$

α, β = constantes qui sont déterminées expérimentalement

α est directement lié au nombre total de particules. β décrit la relation entre les particules de différentes tailles. Lorsque β est relativement élevé cela signifie que les petites particules représentent un pourcentage élevé du nombre total de particules. Lorsque β est relativement faible cela signifie que les particules plus grandes représentent un pourcentage élevé du nombre total de particules (Goldgrabe et al., 1992).

Sur papier Log-Log, la courbe qui représente les comptes différentiels normalisés en fonction des diamètres moyens est une droite qui permet de déterminer les valeurs de α et β (Goldgrabe et al., 1992).

Courbes de tendance

Les courbes de tendance illustrent l'évolution des comptes de particules en fonction du temps. Elles sont tracées lorsque plusieurs comptes de particules sont effectués au cours d'un cycle de filtration par exemple. Il est possible de représenter le nombre total de particules en fonction du temps de filtration, le nombre de particules de chaque gamme en fonction du temps de filtration, le nombre de particules de chaque gamme en pourcentage du nombre total de particules en fonction du temps, le coefficient β en

fonction du temps, ou la distribution des particules par taille en fonction du temps. Des exemples de ces courbes sont présentées dans (Hargesheimer et al., 1992).

2.4 RELATIONS ENTRE LA TURBIDITÉ, LES COMPTES DE PARTICULES, LES SPORES AÉROBIES ET LES KYSTES DE *Giardia* ET DE *Cryptosporidium*

2.4.1 RELATION ENTRE LA TURBIDITÉ ET LES COMPTES DE PARTICULES

La turbidité est le paramètre global et indirect le plus utilisé comme indicateur des particules dans l'eau. Elle mesure la lumière diffractée à 90 degré par les particules présentes dans l'échantillon. Par contre, les comptes de particules fournissent le nombre total de particules et le nombre de particules dans chaque gamme de taille. Plusieurs chercheurs ont examiné la relation entre les comptes de particules et la turbidité.

La turbidité et les comptes de particules (2,5 à 150 μm) ont été utilisés pour évaluer l'impact des variables de procédé (énergie du mélange, type de coagulant, dose de coagulant et point d'injection) sur la performance du traitement (Beard II et Tanaka, 1977). L'étude a montré que pour l'eau filtrée, la turbidité et les comptes de particules ont des variations similaires. Toutefois les variations des comptes de particules sont beaucoup plus importantes que celles de la turbidité.

Une autre étude a comparé les comptes de particules (2 à 120 μm) et la turbidité durant des cycles de filtration (Gammie, 1984). Lorsque la turbidité de l'eau filtrée est inférieure à 1 UTN, il existe une corrélation entre les comptes de particules et la turbidité ($R = 0,83$). Lorsque la turbidité de l'eau filtrée varie de 0,10 UTN à 0,50 UTN (5 fois),

les comptes de particules varie de 20 à 1 000 particules/ml (50 fois). Lorsque la filtration tend vers la crevaision, la turbidité passe de 0,20 à 0,50 UTN tandis que les comptes de particules passent de 50 à 1200 particules/ml. Il est donc possible qu'une petite augmentation de la turbidité corresponde à une augmentation importante des comptes de particules. D'autres auteurs ont aussi montré une bonne corrélation ($R^2 = 0,998$) entre la turbidité et les comptes de particules d'échantillons prélevés dans les réseaux de distribution (McCoy et Olson, 1986). Par contre, McTigue et Cornwell (1988) ont observé que lorsque la turbidité de l'eau filtrée est inférieure à 0,20 UTN, la corrélation entre la turbidité et les comptes totaux de particules (1 à 100 μm) est faible. Ces derniers ont aussi observé que deux échantillons de même turbidité peuvent avoir des comptes de particules qui diffèrent d'un facteur de 10.

Un suivi d'un long cycle de filtration (220h) a montré une corrélation linéaire ($R^2 = 0,952$) entre la turbidité et les comptes de particules supérieures ou égales à 0,70 μm (Hargesheimer et al., 1992). Ces auteurs ont aussi observé qu'une augmentation de turbidité de 0,01 UTN peut correspondre à une augmentation des comptes totaux de particules de 550 /ml.

Goldgrabe et al. (1993) ont comparé trois filières de filtration en utilisant comme paramètres de suivi la turbidité et les comptes de particules. Le premier filtre traite un affluent chloré. Le second filtre est lavé avec des eaux chlorées, mais traite un affluent non chloré. Le troisième filtre traite une eau non chlorée et les eaux de lavage ne sont

pas chlorées. Les turbidités de l'eau filtrée sont similaires pour les trois filtres tandis que les comptes de particules mettent en évidence les différences de performance entre des trois filières de filtration.

La turbidité et les comptes de particules ont été utilisées pour comparer 12 milieux filtrants (Foster et al., 1994). L'étude a montré que pour une même turbidité de l'eau filtrée (0,15 UTN), il est possible qu'un filtre produise une eau filtrée ne contenant que 50 particules/ml tandis qu'un autre filtre produit une eau filtrée contenant 150 particules/ml. Il a aussi été observé que des turbidités élevées peuvent correspondre à des comptes de particules faibles dans la gamme 3 à 15 μm et des comptes relativement élevés pour les particules inférieures à 3 μm . Par ailleurs, des turbidités faibles peuvent correspondre à un nombre important de particules de 3 à 5 μm .

En conclusion, la turbidité et les comptes de particules révèlent les mêmes tendances. Par contre, les comptes de particules sont beaucoup plus sensibles que la turbidité pour suivre les variations de performance des traitements. Quoiqu'il existe de bonnes corrélations entre la turbidité et les comptes de particules, il n'est pas possible de trouver un facteur de conversion entre les deux puisque des eaux de même turbidité peuvent avoir des comptes de particules différents.

2.4.2 RELATION ENTRE LES COMPTES DE PARTICULES ET LES KYSTES DE *Giardia* ET DE *Cryptosporidium*

Giardia lamblia est l'agent causal de la maladie entérique transmise par les eaux de consommation la plus répandue aux États-Unis (Lin, 1985). C'est un protozoaire flagellé pouvant exister sous forme de trophozoïte ou de kyste. Le trophozoïte, qui vit généralement dans les intestins, mesure 9 à 21 μm de long, 5 à 15 μm de large et 2 à 4 μm d'épais (Lin, 1985). Le kyste est la forme sous laquelle le protozoaire survit aux conditions défavorables. Il est ovale et légèrement asymétrique. Il mesure 8 à 14 μm de long et 7 à 10 μm de large (Lin, 1985).

Cryptosporidium est un protozoaire dont 4 espèces sont connues. *C. parvum* et *C. muris* sont trouvés chez les hommes. *C. baileyi* et *C. meleagridis* vivent chez les animaux (Rose, 1988). *C. parvum* est l'espèce responsable des maladies chez les hommes et les animaux. C'est un parasite obligatoire qui ne peut se reproduire qu'à l'intérieur de son hôte. Un kyste stable est excrété dans l'environnement par les individus infectés. Les kystes sont de forme sphérique ou légèrement ovoïde avec un diamètre moyen de 4 à 5 μm (Rose, 1988).

Tel que discuté dans le chapitre 1, les mesures des kystes de *Giardia* et de *Cryptosporidium* sont peu pratique pour évaluer la performance du traitement. Par contre, la mesure des comptes de particules est une méthode prometteuse pour estimer l'efficacité des filtres à enlever les kystes de protozoaires. Cependant, il est possible que les comptes de particules surévaluent ou sousévaluent l'enlèvement des kystes (Bellamy

et al., 1993). La mesure des particules dans l'eau brute coagulée peut causer la surévaluation de l'enlèvement. En effet, à cause de la floculation, il est possible que l'eau brute coagulée compte plus de particules de la taille des kystes que l'eau brute non coagulée (Bellamy et al., 1993). La mesure de l'enlèvement doit donc se faire entre l'eau brute et l'eau filtrée (Bellamy *et al.*, 1993). Quand le cycle de filtration est avancé, l'eau filtrée peut contenir des particules de la taille des kystes qui sont, en réalité, des particules de floc. La présence de telles particules dans l'eau filtrée entraîne la sous évaluation de l'enlèvement des kystes par les mesures de particules (Bellamy et al., 1993).

Choix des canaux pour démontrer l'enlèvement des kystes de *Giardia* et de *Cryptosporidium*

La forme et l'indice de réfraction des kystes sont différents de ceux des sphères opaques utilisés pour le calibrage des compteurs. Par conséquent, il est possible que les tailles mesurées par les compteurs diffèrent des tailles réelles qui sont mesurées au microscope optique.

Des études ont été faites pour déterminer dans quelle gamme de taille les compteurs détectent les kystes de *Giardia* et de *Cryptosporidium* (Hargesheimer et al., 1992; Lewis et Manz, 1991). Dans l'étude de Lewis et Manz (1991), un compteur mesurant la lumière diffractée et programmé pour 5 canaux (>1, >5, 10,>15,>20 μm) détecte les kystes de *Giardia muris* dans la gamme 1-5 μm . Dans l'étude de (Hargesheimer et al., 1992), cinq compteurs de marques différentes ont été utilisés pour mesurer des kystes de *Giardia*

muris et de *Cryptosporidium parvum*. Les résultats montrent qu'il est possible que la taille des kystes de *Giardia* mesurée par les compteurs soit inférieure à 5 μm , alors que la taille réelle de ces kystes est d'environ 8 à 14 μm de long et 7 à 10 μm de large (Lin, 1985). Les résultats montrent aussi que la taille des kystes de *Cryptosporidium* mesurée par certains compteurs est proche de la limite de détection (1 à 2 μm), alors que la taille réelle des kystes mesurée au microscope optique est de 4 à 5 μm (Rose, 1988).

Le tableau 2.2 présente les tailles qui ont été utilisées dans la bibliographie concernant les études de démonstration de l'enlèvement des kystes. Lorsque des tests permettant de déterminer dans quelle gamme de taille les compteurs détectent réellement les kystes ne sont pas effectués, il ne semble pas y avoir un consensus sur la gamme de taille à choisir.

Corrélation entre l'enlèvement des particules et l'enlèvement des kystes de *Giardia* et *Cryptosporidium*

Plusieurs auteurs ont établi des corrélations entre l'enlèvement des kystes pathogènes et l'enlèvement des particules (LeChevallier et Norton, 1992; Nieminski et Ongerth, 1995; West et al., 1994).

Tableau 2. 2 Tailles utilisées pour démontrer l'enlèvement des kystes de *Cryptosporidium* et de *Giardia* avec les données de particules.

<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>	Références
	5 - 15 µm	(Hilmoe et Cleasby, 1986; Logsdon et Fox, 1982) (Pirnie (Malcom) Inc., 1989) cités par (Hargesheimer et al., 1992) (Crozes et al., 1994) (VandeVenter et McAvoy, 1995)
	4 - 10 µm	(California department of health services, 1992) cité par (Goldgrabe et al., 1994) (Goldgrabe et al., 1994)
3 - 5 µm	7 - 12 µm	(McTigue et Cornwell, 1988)
4 - 7 µm		(Crozes et al., 1994)
2 - 6 µm		(West et al., 1994)
4 - 7 µm	7 - 11 µm	(Nieminski et Ongerth, 1995)
2 - 8 µm		(VandeVenter et McAvoy, 1995)

Des corrélations significatives ont été observées entre l'enlèvement des particules supérieures à 5 µm et les kystes de *Giardia* ($R = 0,879$) et *Cryptosporidium* ($R = 0,830$) (LeChevallier et Norton, 1992). L'enlèvement de la turbidité est également corrélé avec l'enlèvement des kystes de *Giardia* ($R = 0,780$) et de *Cryptosporidium* ($R = 0,771$) (LeChevallier et Norton, 1992). L'étude révèle que l'enlèvement des particules supérieures à 5 µm surestime l'enlèvement des kystes de *Giardia* et de *Cryptosporidium*: un enlèvement de 1 Log des particules supérieures à 5 µm correspond à un enlèvement de 0,66 Log des kystes de *Giardia* ou de *Cryptosporidium*.

Une étude pilote sur la filtration directe, effectuée en ajoutant des kystes de *Cryptosporidium* à l'eau brute, montre que lorsque la turbidité de l'eau filtrée est inférieure à 0,10 UTN, l'enlèvement des kystes de *Cryptosporidium* est supérieur à 2 Log (West et al., 1994). Par ailleurs, les comptes de particules (2 à 6 μm) tendent à sous estimer l'enlèvement des kystes de *Cryptosporidium*. Par conséquent, il est possible d'obtenir un enlèvement de 2 Log des kystes de *Cryptosporidium*, même si l'enlèvement des particules est inférieur à 2 Log (West et al., 1994).

Avec des données d'une station pilote et d'une usine de traitement des eaux, de bonnes corrélations ont été trouvées entre l'enlèvement des kystes de *Cryptosporidium* et l'enlèvement des particules de 4 à 7 μm ($R^2 = 0,79$) et entre l'enlèvement des kystes de *Giardia* et l'enlèvement des particules de 7 à 11 μm ($R^2 = 0,82$). (Nieminski et Ongerth, 1995).

Cette revue montre que les comptes de particules peuvent servir à estimer l'enlèvement des kystes de *Giardia* et de *Cryptosporidium*. Cependant, le choix des canaux à utiliser n'est pas normalisé. Il est préférable de déterminer au préalable les tailles auxquelles les kystes sont détectés par le compteur qui est utilisé. Par contre, la bibliographie révèle des corrélations significatives lorsque diverses gammes de taille sont utilisées.

2.4.3 UTILISATION DES SPORES AÉROBIES COMME INDICATEUR DE LA PERFORMANCE DES TRAITEMENTS

Tel que discuté au chapitre 1, l'émergence des épidémies d'origine hydrique causées par la présence des kystes de *Giardia* et de *Cryptosporidium* dans les eaux traitées, alors que les mesures de turbidité et de coliforme sont conformes aux règlements, est à l'origine de la recherche d'autres indicateurs pour évaluer la qualité sanitaire des eaux potables. Plusieurs auteurs ont proposé l'utilisation des spores de bactéries sporulantes aérobies comme indicateurs (Barbeau, 1996; Coallier et al., 1996; Lytle et al., 1996; Rice et al., 1994; Rice et al., 1996).

Les spores de bactéries sporulantes aérobies qui sont appelés spores aérobies dans le reste du texte sont essentiellement constitués d'espèces du genre *Bacillus*. Ils ont une forme elliptique à sphérique et mesurent approximativement $0,5 \times 1,0 \times 2,0 \mu\text{m}$ (Rice et al., 1996). Ils sont connus pour leur résistance à des conditions environnementales défavorables. Ces organismes présentent plusieurs avantages comme indicateurs de la qualité microbiologique de l'eau (Lytle et al., 1996; Rice et al., 1994; Rice et al., 1996). Ils sont généralement présents dans les eaux de surface, simples à cultiver et difficiles à détruire par désinfection. Il est possible de les suivre à travers toutes les étapes de traitement. Ils se multiplient dans les sols et non dans les usines de traitement des eaux et ne posent pas de risque pour la santé.

A l'aide de données provenant de jar tests, d'études pilotes et de deux usines de traitement des eaux, l'enlèvement des spores aérobies a été comparé avec celui de la

turbidité, des particules supérieures à 1 μm et des particules comprises entre 3,1 et 7 μm (Rice et al., 1994). Les spores aérobies et les particules ont les mêmes tendances. Lorsque l'enlèvement est bon pour les spores aérobies, il l'est également pour la turbidité et les comptes de particules.

Des études récentes (Lytle et al., 1996; Rice et al., 1996) ont comparé les spores aérobies, les comptes de particules et la turbidité, en utilisant des données d'études en laboratoire, à des installations pilotes et en usines de traitement des eaux. L'enlèvement de la turbidité, des comptes de particules et des spores aérobies reflètent les mêmes tendances en réponse à la variation de la dose de coagulant. Par contre, lorsque la coagulation n'est pas optimale, la perte d'efficacité est plus marquée au niveau de l'enlèvement des spores. Les spores constituent donc un bon indicateur de la performance du traitement.

Par ailleurs, une chaîne de traitement classique bien opérée enlève mieux les particules qu'une filtration directe sans ajout de coagulant. Cette observation est aussi mise en évidence lorsque les spores aérobies sont utilisés comme indicateurs du traitement (Barbeau, 1996). L'usine Atwater qui pratique une filtration directe (5 m/h) sans ajout de coagulant a été comparée avec l'usine Sainte Rose de la ville de Laval qui possède les étapes de coagulation, floculation, décantation et filtration. Les résultats montrent que l'usine Atwater, qui traite pourtant des eaux brutes de meilleure qualité, a une eau filtrée plus chargée en spores aérobies. (Barbeau, 1996).

2.5 CONCLUSIONS

La coagulation améliore considérablement l'enlèvement des particules par la filtration directe. Cette coagulation est une étape indispensable pour renforcer la barrière contre les kystes de pathogènes et réduire le risque sanitaire. L'abaissement de la turbidité de l'eau filtrée jusqu'à 0,10 UTN semble nécessaire pour assurer un bon enlèvement des kystes.

Les comptes de particules sont plus sensibles que les mesures de turbidité pour suivre la filtration et évaluer sa performance. Les corrélations significatives qui existent entre les enlèvements des particules et les kystes de *Giardia* et de *Cryptosporidium* argumentent en faveur de l'utilisation des comptes de particules comme indicateurs de l'enlèvement des kystes.

Les mesures de spores aérobies permettent aussi d'évaluer l'efficacité de la filtration. Les enlèvements des spores aérobies et des comptes de particules ont les mêmes tendances. Il y a donc lieu de chercher la relation entre ces deux indicateurs.

L'utilisation des particules comme indicateurs se généralise de plus en plus, mais il n'y a pas de consensus concernant les tailles à utiliser pour estimer l'enlèvement des kystes de protozoaires pathogènes. Des questions relatives à l'utilisation des comptes de particules demeurent toujours. Doit-on considérer en plus des Log d'enlèvement un nombre de particules cible à atteindre? Quand doit-on considérer que l'enlèvement des particules reflètent celui des kystes? Est-il nécessaire d'utiliser plusieurs canaux ?

CHAPITRE 3

MATÉRIEL ET MÉTHODES

3.1 ÉTAPES DU PROJET

La partie expérimentale du projet de recherche comprend quatre étapes décrites au tableau 3.1. La première étape est une étude de laboratoire pour la sélection préliminaire des coagulants. Les autres étapes sont effectuées sur un filtre pilote installé à l'usine Atwater de la ville de Montréal. La méthode détaillée de l'étape de laboratoire est présentée au chapitre 4.

Tableau 3. 1 Étapes du projet.

Étapes	Titre
1	Utilisation d'essais de coagulation filtration pour comparer les performances des coagulants dans la filtration directe
2	Évaluation de la filtration directe avec ajout de PACI
3	Étude comparative de la performance des coagulants inorganiques
4	Étude de l'impact des polyélectrolytes organiques de synthèse

Les eaux brutes étudiées proviennent du fleuve Saint-laurent et sont prélevées à la sortie des pompes basse pression de l'usine Atwater. La turbidité de l'eau brute est généralement inférieure à 2 UTN, à l'exception de courtes périodes durant l'automne (novembre ou décembre) et au début du printemps (avril ou mai). Durant ces périodes, la turbidité augmente et peut atteindre 6 UTN voire plus pendant une à deux semaines.

3.2 DESCRIPTION DE L'INSTALLATION PILOTE

La figure 3.1 présente l'installation pilote qui comprend un mélangeur statique, un bassin de mélange et un filtre constitué d'une couche de sable surmontée d'une couche de charbon *Picabiol H 120*¹.

Le mélangeur statique *Greey Lightnin Modèle 50 ST4*² contient des déflecteurs statiques disposés de telle sorte que l'eau qui y circule subit un brassage qui favorise le mélange du coagulant dans l'eau.

Le bassin de mélange comprend 3 compartiments en série dont chacun est équipé d'un mélangeur mécanique (figure 3.2). Le volume d'eau et le temps de rétention dans chacun des compartiments sont respectivement de 0,48 m³ et 0,82 min. La vitesse de rotation des pâles est de 32 tours/min. Lorsque le pilote est en opération, le débit d'eau brute qui passe à travers le bassin est de 35 m³/h. Le gradient de vitesse dans chaque compartiment varie donc de 71 s⁻¹ lorsque l'eau est à 0 °C à 95 s⁻¹ lorsque l'eau est à 20 °C.

¹ PICA USA INC. 432 McCormick Blvd, Columbus, OHIO 43213.

² GREEY LIGHTNIN. A/S NORTEC S.G.S INC. 3300 Cavendish, Suite 230, Montréal, Québec, H4B 2M8 Canada.

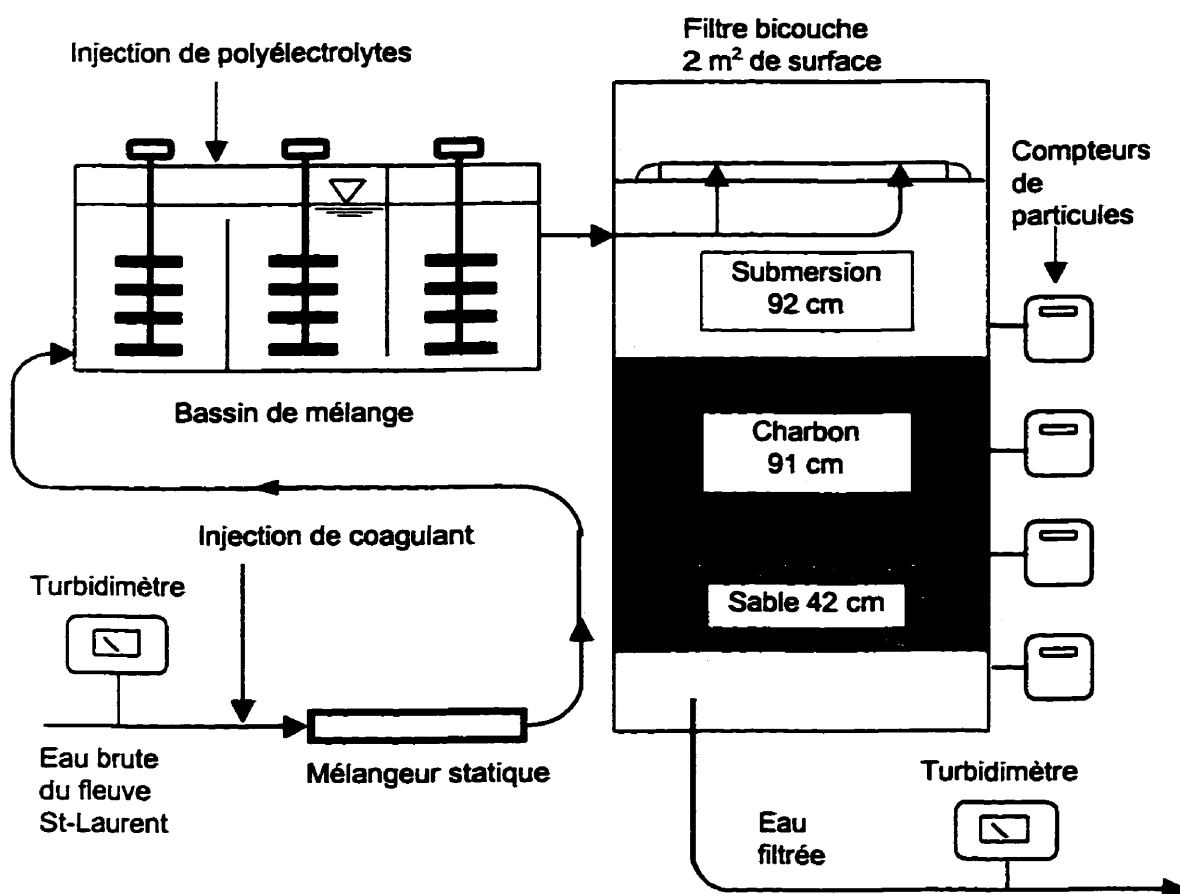


Figure 3. 1 Schéma de l'installation pilote après le 21 juin 1996.

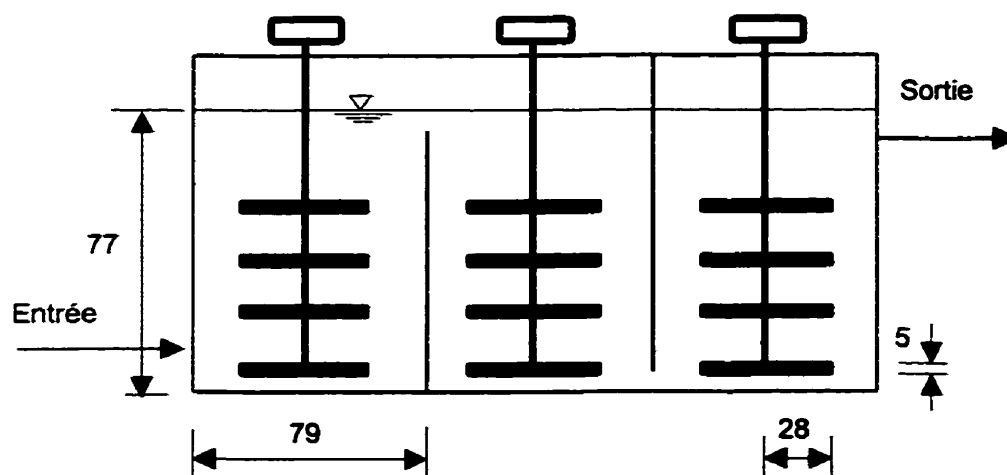


Figure 3. 2 Schéma du bassin de mélange (les dimensions sont en cm, la largeur du bassin est de 79 cm).

Le milieu filtrant qui a une surface de 2 m² est composé d'une couche de sable surmontée d'une couche de charbon. Les dimensions des couches et la granulométrie sont indiquées au tableau 3.2.

Tableau 3. 2 Caractéristiques des matériaux filtrants.

Date	Sable			Charbon		
	D _E * mm	C _U **	Épaisseur cm	D _E mm	C _U	Épaisseur cm
Du 21/02/95 au 07/11/96	0,42	1,30	42,0	0,97	1,42	93,0
Du 07/11/96 au 14/11/96	0,42	1,30	17,0	0,97	1,42	85,0
Depuis le 14/11/96	0,60	1,40	34,5	0,97	1,42	77,0

* D_E est le diamètre effectif.

** C_U est le coefficient d'uniformité.

La vitesse de filtration qui est de 10 m/h est contrôlée par une pompe et une vanne modulante installées sur la conduite d'eau filtrée. La hauteur de submersion au-dessus du milieu filtrant est maintenue constante à 90 cm à l'aide d'un trop plein.

3.3 MÉTHODES D'ANALYSE

3.3.1 TURBIDITÉ

La turbidité de l'eau brute est mesurée en continu avec un turbidimètre *Hach Surface Scater 6³* alors que celle de l'eau filtrée est mesurée en continu avec un turbidimètre *Hach Ratio 2000³*. La méthode d'analyse de la turbidité est décrite à la section "Matériel et méthodes" du projet d'article présenté au chapitre 5.

3.3.2 COMPTES DE PARTICULES

Deux compteurs de particules *Hiac Royco* modèle VC-OL25⁴ et deux compteurs *Hiac Royco* modèle VC-OL60⁴ sont utilisés pour l'étude. Les compteurs modèle VC-OL25 sont installés à l'affluent du filtre et au milieu de la couche de charbon. Les compteurs modèle VC-OL60 sont installés au bas de la couche de charbon et à l'effluent du filtre. Une description détaillée de la méthode de mesure des comptes de particules est faite à la section "Matériel et méthodes" du projet d'article présenté au chapitre 5.

³ John Meunier Inc. 6290 Périnault, Montréal, Québec, H4K 1 K5 Canada.

⁴ Pacific Scientific. 11801 Tech Road, Silver Spring , Maryland 20904-1909 USA.

Calibrage des compteurs pour la mesure des tailles des particules

Le premier calibrage des compteurs a été effectué avant leur livraison par la société *Pacific Scientific*⁴. Le deuxième calibrage a été effectué sur le site (19/9/96) par la société *Inter Basic Ressources Inc. (IBR)*⁵. Le calibrage sur le site requiert un oscilloscope, un filtre (0,2 μm) et trois solutions standards contenant des billes de latex sphériques de même taille ($4,991 \pm 0,035 \mu\text{m}$, $15,03 \pm 0,07 \mu\text{m}$ et $100 \pm 2,0 \mu\text{m}$). Le détecteur du compteur est enlevé de l'appareil et installé dans le circuit illustré à la figure 3.3. Un oscilloscope, relié au détecteur, reçoit et visualise le signal électrique dû au passage des particules.

L'opération de calibrage comprend deux étapes principales. Dans la première étape, il faut produire une eau sans particules c'est à dire une eau qui ne contient que des particules de taille inférieure à 0,2 μm . L'eau de robinet placée dans le bêcher est recirculée dans le circuit (figure 3.3). Lorsque toutes les particules de taille supérieure à 0,2 μm sont retenues par le filtre, le signal électrique de l'oscilloscope doit être inférieur à 20 mV. Dans la deuxième étape, il faut déterminer le nombre de mV correspondant aux particules de taille 5, 15 et 100 μm . Pour cela, quelques gouttes de la solution de calibrage sont ajoutées à l'eau sans particules et la lecture est prise sur l'oscilloscope. Il existe une relation linéaire entre le logarithme de la taille des particules et le logarithme

⁵ INTER BASIC RESOURCES INC. 11599 Morrissey Rd. P.O. Box 250, Grass Lake, Michigan 49240 USA.

de la tension mesurée.

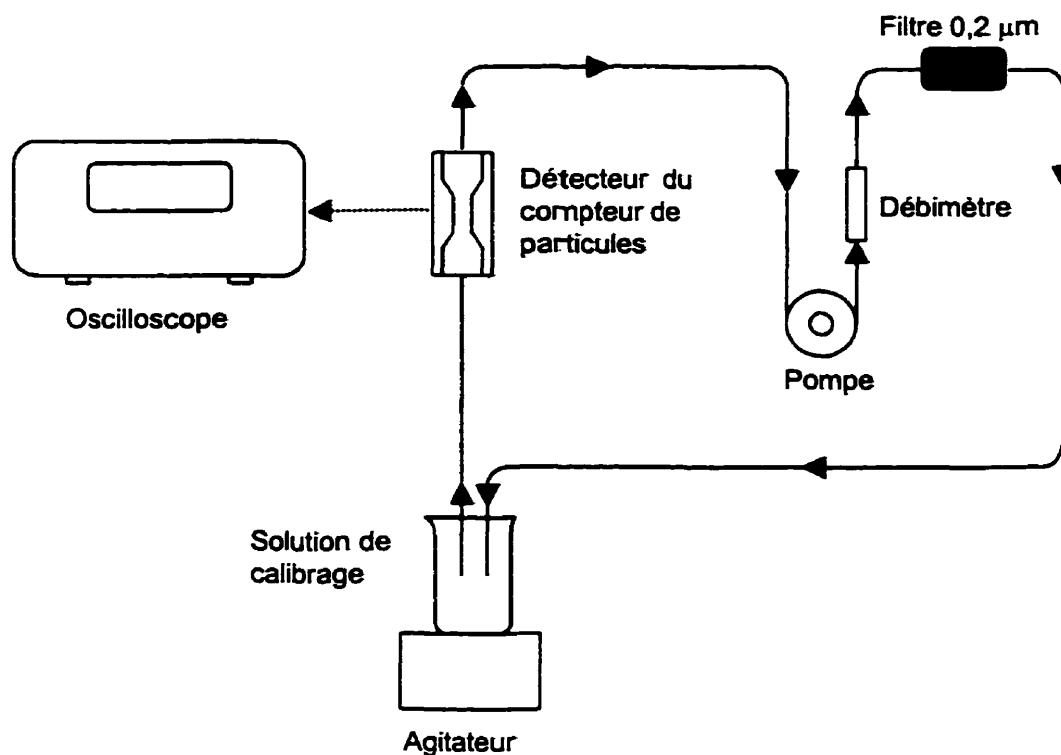


Figure 3. 3 Schéma du montage utilisé pour le calibrage des compteurs de particules.

Calibrage du débit

Le débit qui passe à travers le compteur est calibré selon la procédure établie par le fabricant. Pour avoir des comptes de particules précis, les compteurs doivent fonctionner avec les débits nominaux de 25 ou 60 ml/min. Cependant, l'appareil corrige les comptes en fonction du débit mesuré par le compteur. Le débit est ajusté à l'aide d'un déversoir situé en amont du compteur (figure 3.4). Lorsque le déversoir est déplacé vers le haut, le débit augmente. Lorsqu'il est déplacé vers le bas, le débit baisse. Le débit réel est celui

mesuré à la sortie du compteur, à l'aide d'un cylindre gradué et d'un chronomètre. Le débit affiché est celui mesuré par le débitmètre incorporé au compteur. Ce dernier requiert un calibrage lorsque la différence entre le débit réel et le débit affiché dépasse 5 %.

L'installation des compteurs est montrée par la figure 3.4. Puisque les pressions disponibles aux points d'échantillonnage ne permettent pas une alimentation gravitaire des compteurs, une pompe péristaltique à 4 têtes est installée entre les points d'échantillonnage et les compteurs.

Pour vérifier les mesures des compteurs, ils sont alimentés avec le même échantillon, soit de l'eau brute ou de l'eau filtrée. Par la suite, les mesures données par les compteurs sont comparées. Tout compteur qui donne des mesures qui s'écartent de la moyenne n'est pas utilisé pour les essais. Cette procédure initiée depuis l'installation des compteurs a été répétée plusieurs fois par la suite.

3.3.3 SPORES AÉROBIES

La méthode de mesure des spores de bactéries sporulantes aérobies est celle proposée par Barbeau (1996) et décrite à la section "Matériel et méthodes" du projet d'article présenté au chapitre 6.

3.3.4 PERTES DE CHARGE

Les pertes de charge à travers le filtre sont mesurées par des piézomètres installés à différentes profondeurs dans le matériau filtrant (tableau 3.3). La perte de charge totale est en plus mesurée par un capteur de pression et enregistrée toutes les 30 minutes. La perte de charge totale admissible est de 225 cm.

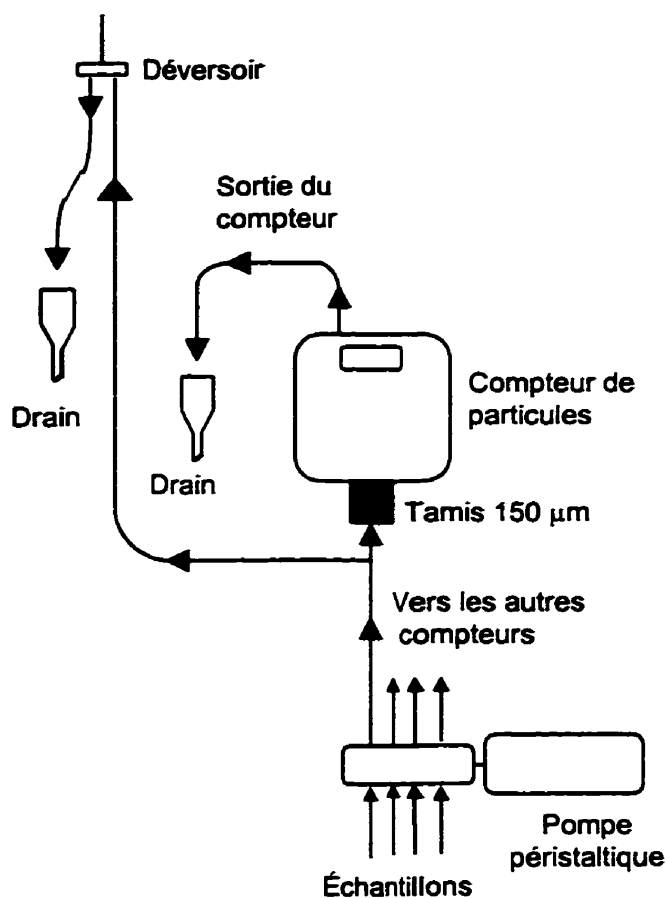


Figure 3. 4 Schéma de l'installation des compteurs.

Tableau 3. 3 Niveau des piézomètres par rapport au fond du filtre.

No Prise	Depuis 21-févr-95 cm	Mesuré le 07-nov-96 cm	Depuis le 07-nov-96 cm	Depuis le 14-nov-96 cm
L4	164	164	164	164
L5	130	128,5	130	130
L7	112	103	112	111
L8	98	95	98	99
L9	86	84	86	86
L10	73	75	73	74
L11	47	50	47	53
L12	37	36	37	36
L13	26	29	26	25
L14	18	17	18	16
Épaisseur du sable (cm)	42		17	34,5
Épaisseur du charbon (cm)	93		85	77
Épaisseur totale (cm)	135		102	111,5

CHAPITRE 4

UTILISATION D'ESSAIS DE COAGULATION-FILTRATION POUR COMPARER LES PERFORMANCES DES COAGULANTS DANS LA FILTRATION DIRECTE

Ce chapitre présente les résultats de l'étape de laboratoire qui a été effectuée afin de comparer l'efficacité de différents coagulants pour traiter par filtration directe les eaux brutes étudiées et de choisir le coagulant qui sera par la suite utilisé pour les essais pilote. Les résultats sont développés dans le projet d'article (ci-dessous) soumis à la revue Environmental Technology.

Utilisation d'essais de coagulation-filtration pour comparer les performances des coagulants dans la filtration directe

The use of jar-filtration tests to compare performances of coagulants in direct filtration

Souleymane NDIONGUE, Raymond DESJARDINS*, Michèle PRÉVOST

École Polytechnique de Montréal, Département des Génies Civil, Géologique et des Mines

Chaire Industrielle CRSNG en Eau Potable, C.P. 6079 – Succursale Centre-Ville,
Montréal (Québec), CANADA, H3C 3A7

(e-mail: raymond.desjardins@courrier.polymtl.ca, fax : (514) 340-5918)

4.1 RÉSUMÉ

Des essais de jar-tests modifiés ont été faits afin de comparer les performances de différents coagulants pour traiter par filtration directe des eaux brutes contenant peu de turbidité et de carbone organique dissous. L'objectif visé par le traitement avec filtration directe est de produire une eau de turbidité égale ou inférieure à 0,10 UTN. Les essais comprennent une étape de coagulation avec un flocculateur de laboratoire, suivie d'une étape de filtration sur milieu granulaire. Des poly aluminium silicate sulfate (PASS 100 et PASS 55), le polychlorure d'aluminium (PACl), le sulfate d'aluminium (alun), le Ferriclear (sulfate ferrique préhydrolysé) et le chlorure ferrique ont été étudiés. Tous ces coagulants sont capables de faire baisser la turbidité de l'eau filtrée jusqu'à 0,10 UTN voire moins. Parmi les coagulants à base d'aluminium, le PACl semble le plus efficace, tandis que pour les coagulants à base de fer, le chlorure ferrique est le plus performant. Quoique les doses soient plus élevées, l'alun offre un avantage commercial sur les autres coagulants à base d'aluminium à cause de son coût plus faible. Lorsque l'objectif de turbidité de 0,10 UTN est atteint, l'enlèvement du carbone organique dissous est faible. Le meilleur enlèvement, soit 23 %, a été obtenu avec le chlorure ferrique.

Mots clefs :

Filtration directe, jar tests, turbidité, carbone organique dissous.

4.2 ABSTRACT

Modified Jar tests were performed in order to compare performances of coagulants when treating, by direct filtration, raw water having low turbidity and low dissolved organic carbon content. The objective of this treatment with direct filtration is to produce water with a turbidity equal to or below 0.10 NTU. The tests comprise a coagulation step with a laboratory flocculator, followed by a filtration step on a granular medium. Two poly aluminium silicate sulphates (PASS 100 and PASS 55), poly aluminium chloride (PACl), aluminium sulphate (alum), Ferriclear (prehydrolyzed ferric sulphate) and ferric chloride were studied. All these coagulants are capable of lowering the turbidity of filtered water to 0.10 NTU or even less. Among the aluminium-based coagulants, PACl seems to be the most effective; while for iron-based coagulants, ferric chloride performs best. Although its concentration must be higher, alum presents commercial advantages over the other aluminium-based coagulants because of its lower cost. When the turbidity objective of 0.10 NTU is reached, the amount of dissolved organic carbon removed is small. The best removal rate of 23%, was reached with ferric chloride.

Key words:

Direct filtration, jar tests, turbidity, dissolved organic carbon.

4.3 INTRODUCTION

Les essais de jar test sont largement utilisés par l'industrie de l'eau pour choisir un coagulant et la dose à utiliser pour traiter une eau par coagulation, floculation, décantation et filtration. Les jar-tests sont effectués avec un flocculateur de laboratoire et comprennent trois étapes principales qui sont la coagulation, la floculation et la décantation. Après l'étape de décantation, le surnageant est prélevé et analysé. Lorsque la turbidité de l'eau décantée est représentée graphiquement en fonction de la dose de coagulant ajoutée en abscisse, les courbes obtenues ont généralement la forme d'un "U" ou d'un "L". Ces courbes permettent de déterminer la dose de coagulant pour obtenir une turbidité minimale.

Lorsque des jar-tests sont faits avec des eaux brutes de faible turbidité telles que celles qui sont généralement traitées par filtration directe, le floc obtenu est peu visible et la turbidité de l'eau décantée est souvent supérieure à celle de l'eau brute [1]. Cette augmentation de la turbidité est causée par l'ajout du coagulant. Il faut donc modifier le jar- test conventionnel en filtrant l'eau coagulée pour que la courbe turbidité versus dose de coagulant ait la forme caractéristique d'un "U" ou d'un "L" [1, 2]. Ces derniers auteurs ont mené des études sur ce test qu'ils appellent "*jar-filtration test*" pour le distinguer du jar-test conventionnel. Puisque le *jar-filtration test* qu'ils ont étudié comprend une étape de coagulation suivie d'une étape de filtration sur milieu granulaire, l'appellation coagulation-filtration est plus adaptée, car elle exprime de façon explicite la filière utilisée. Dans ce texte, l'appellation test de coagulation-filtration est utilisée

pour désigner le *jar-filtration test*. En dehors de quelques études [1, 2] dont les principales conclusions sont passées en revue ci-dessous, il y a très peu de publications sur les tests de coagulation-filtration.

L'influence de la floculation, du milieu filtrant, du type de coagulant et de la température sur les tests de coagulation-filtration a été étudiée à l'aide d'un flocculateur de laboratoire, des colonnes de filtration contenant 25,4 cm de sable surmonté de 25,4 cm d'anthracite et des eaux brutes de faible turbidité [1, 2].

La floculation ne semble pas avoir d'effet sur l'enlèvement de la turbidité [1]. Une étude comparative de cinq milieux filtrants décrits dans le tableau 4.1 a montré que le milieu filtrant a un impact significatif sur la turbidité de l'eau filtrée; de plus l'effet semble plus important lorsque des eaux brutes de turbidité élevée sont utilisées [2]. En effet, pour des eaux brutes de turbidité 1,3 UTN, la turbidité de l'effluent des filtres 1 et 4 est de 0,08 UTN, tandis que celle du filtre 3 est de 0,18 UTN. Pour des eaux brutes de turbidité 27 UTN, le filtre 5 produit une eau de turbidité 0,04 UTN, alors que la turbidité de l'effluent du filtre 2 est de 0,80 UTN [2]. La comparaison de l'efficacité de la coagulation-filtration lorsque la température de l'eau est à 5°C et 20°C, toutes les autres conditions expérimentales étant maintenues égales, a montré que les basses températures ont très peu d'effet sur le procédé de coagulation-filtration [1]. Il a aussi été observé que les courbes turbidité versus dose de coagulant en eaux chaudes (19-21°C) sont similaires à celles obtenues en eaux froides (1,5-7°C) [2].

La comparaison de l'efficacité de plusieurs coagulants à l'aide des tests de coagulation-filtration a montré que les turbidités de l'eau filtrée sont fonction du coagulant utilisé dont chacun présente sa propre courbe caractéristique turbidité versus dose de coagulant [2]. D'autres auteurs ont utilisé avec succès les tests de coagulation-filtration pour faire une sélection de polyélectrolytes [3]. Les tests de coagulation-filtration constituent donc une méthode sensible pour sélectionner les coagulants.

L'objectif de ce travail est de comparer l'efficacité de différents coagulants pour traiter par filtration directe des eaux brutes qui contiennent peu de turbidité et de carbone organique dissous. Les métaux résiduels sont aussi examinés.

Tableau 4. 1 Caractéristiques des milieux filtrants des cinq colonnes de filtration, adapté de Brink [2].

No du filtre	Milieu	Épaisseur (cm)	Diamètre effectif (mm)	Coefficient d'uniformité
1	Anthracite	25,4	0,93	1,7
	Sable	25,4	0,47	1,4
2	Anthracite	25,4	0,93	1,7
	Sable	25,4	0,56	1,3
3	Anthracite	25,4	0,93	1,7
	Sable	25,4	0,27	1,6
4	Anthracite	25,4	0,93	1,7
	Sable	25,4	0,50	1,4
5	Anthracite	25,4	1,0 - 1,1	<1,7
	sable de silice	25,4	0,42 - 0,55	<1,5
	ilménite	2,54	0,18 - 0,28	<2,3

4.4 MATÉRIEL ET MÉTHODES

Échantillonnage

Les échantillons d'eau brute proviennent du fleuve Saint-Laurent et sont prélevés à la sortie des pompes basse pression de l'usine Atwater (Ville de Montréal, Canada). Ils sont ensuite conservés dans une chambre froide jusqu'au moment des essais. Le tableau 4.2 indique les caractéristiques de l'eau brute échantillonnée. La turbidité de l'eau brute prélevée lors du dernier échantillonnage a été augmentée en ajoutant des eaux de lavage d'un filtre pilote installé dans l'usine Atwater. Ce filtre pilote n'a jamais traité des eaux coagulées, donc il n'y a pas de micro-flocs dans ses eaux de lavage. Pour cet échantillonnage, la turbidité naturelle de l'eau brute est de 1,60 UTN et celle des eaux de lavage utilisées est de 8 UTN. Le mélange de 15 l d'eau brute avec 2 l d'eau de lavage a permis d'obtenir une turbidité résultante de 2,30 UTN.

Tableau 4.2 Caractéristiques de l'eau brute.

Date	pH	Alcalinité (mg l ⁻¹ CaCO ₃)	Turbidité (UTN)	COD (mg C l ⁻¹)
22/11/95	8,07	86,7	1,30	2,58
05/12/95	8,08	86,7	0,55	2,38
13/12/95	8,04	86,7	2,30	2,36

Procédure générale

Les essais sont faits avec un flocculateur de laboratoire Phipps & Bird modèle 7790-400 (Fisher Scientific. 112, Chemin Colonnade, Nepean, Ontario, K2E 7L6 Canada) équipé de bêchers contenant 1,5 l d'eau à la température du laboratoire (22°C environ). Les coagulants sont injectés à l'aide d'une seringue de 25 µl pendant que l'échantillon est agité à 100 tours min⁻¹. Après un mélange rapide de 2 min, les échantillons coagulés sont laissés au repos pendant 30 min. La totalité des échantillons est ensuite filtrée à travers 30 cm de sable propre contenu dans une colonne de 3 cm de diamètre. Le sable a un diamètre effectif de 0,60 mm et un coefficient d'uniformité de 1,40. Une pompe péristaltique, installée à la sortie de la colonne de filtration, permet d'ajuster la vitesse de filtration à 10 m h⁻¹. Les volumes filtrés sont de 1 l pour les essais des 2 premiers échantillonnages et de 2 l pour le dernier échantillonnage. Les derniers 300 ml filtrés sont recueillis pour mesurer la turbidité, le COD, le pH, l'alcalinité, le fer total ou l'aluminium total. Après chaque filtration, le sable est retiré de la colonne, nettoyé trois fois avec de l'eau de robinet, puis rincé deux fois avec de l'eau MQ.

Les coagulants testés sont le sulfate d'aluminium (alun), les poly aluminium silicate sulfate (PASS100 et PASS55), le polychlorure d'aluminium (PACl), le chlorure ferrique et le Ferriclear qui est du sulfate ferrique préhydrolysé. Le tableau 4.3 indique les fournisseurs et quelques caractéristiques des coagulants. Le tableau 4.4 présente les méthodes standards [4] d'analyse des paramètres. Pour la mesure du COD, les échantillons ont été filtrés à l'aide d'un filtre Millipore GS 0,22 µm.

Tableau 4.3 Caractéristiques des coagulants utilisés.

Coagulant	Concentration*	Densité	Fournisseur
Sulfate d'aluminium	0,65 kg l ⁻¹ Al ₂ (SO ₄) ₃	1,32	Les Produits chimiques HANDY Ltée 745, Ste Rose, La Prairie, Québec, J5R 1Z2 Canada
PASS - 100	10,1 % en Al ₂ O ₃	1,34	Les Produits chimiques HANDY Ltée 745, Ste Rose, La Prairie, Québec, J5R 1Z2 Canada
PASS - 55	9,6 % en Al ₂ O ₃	1,34	Les Produits chimiques HANDY Ltée 745, Ste Rose, La Prairie, Québec, J5R 1Z2 Canada
PACl	10,3 % en Al ₂ O ₃	1,20	Sternson Chemical Products Division 403, Boulevard Lebeau, St Laurent, Québec, H4N 1S2 Canada
Ferriclear	14,20 % en Fe total, 0,04 % en Fe II	1,59	L'Environnement Eaglebrook Québec Ltée 3405, Boulevard Marie-Victorin, Varennes, Québec, J3X 1T6 Canada
Chlorure ferrique	10,87 % en Fe total, 0,04 % en Fe II	1,33	L'Environnement Eaglebrook Québec Ltée 3405, Boulevard Marie-Victorin, Varennes, Québec, J3X 1T6 Canada

* La concentration est exprimée en pourcentage en poids.

Tableau 4.4 Méthodes analytiques.

Paramètres	Méthodes	Instruments	Référence
pH	Électrochimie	pH - mètre Accumet 25 Fisher Scientific, 8505, Chemin Devonshire Montréal, Québec, H4P 2L4 Canada	4500 - H ⁺ B (APHA <i>et al.</i> , 1992)
Alcalinité	Titrimétrie		2320 B (APHA <i>et al.</i> , 1992)
Turbidité	Néphélométrie	Turbidimètre modèle 2100 A de Hach John Meunier Inc., 6290, Périnault Montréal, Québec, H4K 1K5 Canada	2130 B (APHA <i>et al.</i> , 1992)
COD	Oxydation au persulfate- ultraviolet	Dohrman DC 180 Folio Instruments Inc., 5475, Royalmount Suite 124, Mont-Royal, Québec H4P 1J3 Canada	5310 C (APHA <i>et al.</i> , 1992)
Fer total	Spectroscopie d'absorption atomique	Perkin - Elmer 5000 Perkin Elmer Canada Ltée, 6455, Jean Talon Bureau 804, Montréal, Québec H1S 3E8 Canada	3111 B (APHA <i>et al.</i> , 1992)
Aluminium total	Spectroscopie d'absorption atomique	Perkin - Elmer 5000 Perkin Elmer Canada Ltée, 6455, Jean Talon Bureau 804, Montréal, Québec H1S 3E8 Canada	3111 D (APHA <i>et al.</i> , 1992)

Objectifs de traitement

La turbidité a été longtemps utilisée comme indicateur de la qualité esthétique de l'eau. Aux États Unis, en 1942, la turbidité maximale de l'eau traitée à ne pas dépasser était fixée à 10 UTN. En 1962, pour une meilleure qualité esthétique de l'eau traitée, elle a été baissée à 5 UTN. En 1974, l'U.S. Environmental Protection Agency a reconnu que les particules responsables de la turbidité peuvent réduire l'efficacité de la désinfection en protégeant les micro-organismes. Il a alors fait passer la limite de turbidité de l'eau filtrée de 5,0 à 1,0 UTN [5]. Aujourd'hui, la turbidité occupe une place importante dans le contrôle de la qualité microbiologique de l'eau traitée. En effet, il semble qu'il y ait une relation entre la capacité d'une usine à enlever la turbidité et sa capacité d'enlèvement des kystes de *Giardia* et de *Cryptosporidium*. Cette relation est à l'origine de la tendance au resserrement des normes de turbidité. Par exemple pour une usine qui traite des eaux brutes de turbidité inférieure à 2,5 UTN, le projet de règlement de l'état de l'Idaho alloue un crédit de 2 Log d'enlèvement des kystes de *Giardia* lorsqu'une des conditions suivantes est satisfaite : 1) l'enlèvement des particules de 5 à 15 μm est de 2 Log, 2) la turbidité de l'eau filtrée est inférieure ou égale à 0,10 UTN, 3) le pourcentage d'enlèvement de la turbidité est de 80 % [6]. Par ailleurs, dans le projet de règlement américain *Enhanced Surface Water Treatment Rule*, l'USEPA propose, selon la concentration des kystes de *Cryptosporidium* dans l'eau brute, des niveaux d'enlèvement allant de 2 Log à 6 Log [7]. Ces derniers ont évalué, sur filtre pilote, l'enlèvement des kystes de *Cryptosporidium* par la filtration directe et ont montré que lorsque la turbidité de l'eau filtrée est inférieure à 0,10 UTN, l'enlèvement des kystes de *Cryptosporidium*

est supérieur à 2 Log. Des auteurs ont observé, à l'échelle pilote et industrielle, que pour réaliser un bon enlèvement des kystes de *Giardia* et *Cryptosporidium*, la turbidité de l'eau filtrée doit être faible, de l'ordre de 0,1 à 0,2 UTN [8]. L'objectif de traitement des essais est donc de baisser la turbidité de l'eau à une valeur inférieure ou égale à 0,10 UTN.

4.5 RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

Enlèvement de la turbidité

Les figures 4.1 et 4.2 illustrent l'incidence de la dose de coagulant sur l'enlèvement de la turbidité. Afin de regrouper sur les mêmes graphiques les coagulants de même ion trivalent, les concentrations sont exprimées sous forme de $\text{mg l}^{-1} \text{Fe}^{3+}$ ou $\text{mg l}^{-1} \text{Al}^{3+}$. Pour tous les essais, l'augmentation de la dose de coagulant permet de réduire la turbidité de l'eau filtrée. Le chlorure ferrique semble légèrement plus efficace que le Ferriclear pour baisser la turbidité, ainsi une turbidité de 0,10 UTN est obtenue avec moins de chlorure ferrique (figure 4.1).

Tous les coagulants à base d'aluminium testés permettent de produire une eau de turbidité égale ou inférieure à 0,10 UTN, mais les doses de PACl requises sont légèrement inférieures à celles des autres coagulants à base d'aluminium (figure 4.2). Par exemple pour l'échantillonnage du 05/12/95 (figure 4.2 b), il faudrait ajouter 0,55 $\text{mg l}^{-1} \text{Al}^{3+}$ de PACl pour obtenir une turbidité de 0,10 UTN, contre 0,86 pour le PASS10C, 1,13 pour le PASS55 et 1,20 pour l'alun. Pour ces doses, le coût de traitement de 1000 m^3 est estimé à 4,78 \$ CAN pour le PACl, contre 3,74 \$ pour le PASS 100, 3,67

\$ pour le PASS 55 et 2,74 \$ pour l'alun. Par ailleurs, pour traiter 1000 m³ d'eau brute de qualité similaire (figure 4.1 b), les coûts du chlorure ferrique et du Ferriclear ont été estimés à 1,59 et 5,72 \$ CAN respectivement. Les résultats de l'échantillonnage du 22/11/95 conduisent au même classement des produits chimiques. Ces résultats montrent que le chlorure ferrique est le coagulant le plus économique. Parmi les coagulants à base d'aluminium, c'est l'alun qui coûte le moins cher. Il est cependant important de souligner que dans le choix d'un coagulant d'autres critères tels que la durée des cycles de filtration doivent aussi être pris en considération. Par ailleurs, lorsque des coagulants inorganiques sont utilisés, l'augmentation des pertes de charge est souvent causée par l'accumulation des floes d'hydroxyde métallique formés [9]. Par conséquent, si les doses d'alun indiquées sont ajoutées pour atteindre l'objectif de 0,10 UTN, la durée des cycles de filtration pourrait être plus courte que celle obtenue en utilisant les autres coagulants.

Les doses de PACl ou de chlorure ferrique requises pour atteindre une turbidité de 0,10 UTN sont présentées au tableau 4.5. La dose requise de coagulant est fonction de la turbidité de l'eau brute. Lorsque cette dernière passe de 0,55 à 1,30 UTN, la dose de chlorure ferrique requise passe de 5,6 à 10,4 mg l⁻¹ de FeCl₃. Ainsi, lorsque la turbidité de l'eau brute augmente, il faut augmenter la dose de coagulant pour baisser la turbidité de l'eau filtrée à 0,10 UTN (tableau 4.5). Par contre, l'eau brute de turbidité 2,30 UTN requiert moins de chlorure ferrique que l'eau brute de turbidité 1,30 UTN (tableau 4.5). Ce résultat, qui semble paradoxal à première vue, s'explique par le fait que la turbidité de 2,30 UTN a été obtenue en ajoutant à l'eau brute des eaux de lavage provenant d'un

filtre pilote industriel, pendant la période où aucun coagulant n'a été utilisé sur ce filtre. Il est donc possible que la turbidité ajoutée soit plus facile à enlever et requiert moins de coagulant que la turbidité naturelle de l'eau.

Lorsque du PACl est utilisé, la dose requise pour faire baisser la turbidité de l'eau filtrée à 0,10 UTN ou moins augmente avec la turbidité de l'eau brute. Comme il a été observé avec le chlorure ferrique, l'eau brute dont la turbidité a été augmentée par l'ajout d'eau de lavage semble requérir moins de coagulant. Lorsque la turbidité de l'eau brute est de 1,20 UTN, il faut ajouter 12,8 mg l⁻¹ de PACl pour la baisser à 0,10 UTN, tandis que pour l'eau reconstituée de turbidité 2,30 UTN, la dose requise est de 10,7 mg l⁻¹ de PACl.

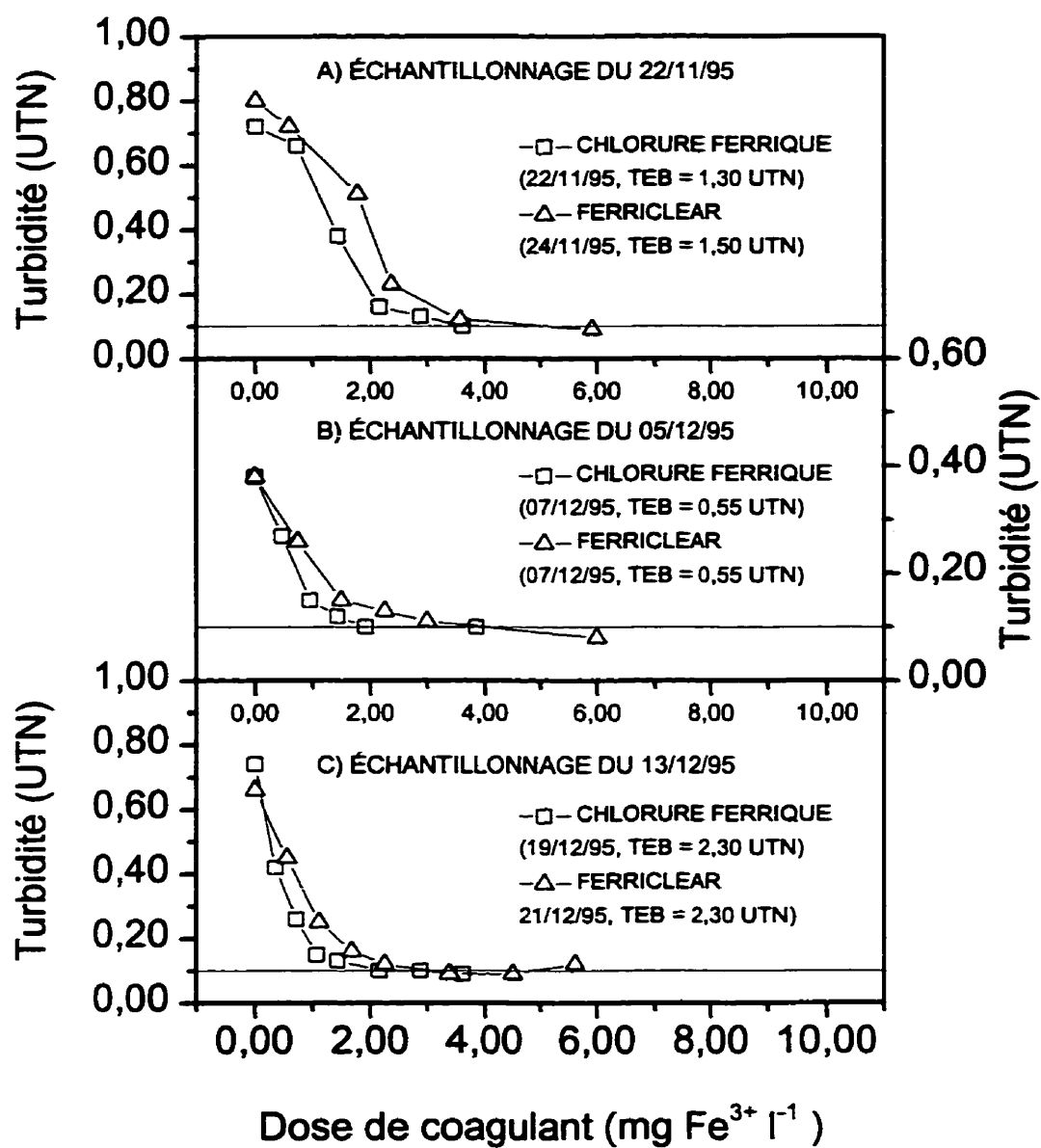


Figure 4.1 Enlèvement de la turbidité par le chlorure ferrique et le Ferriclear, (TEB = turbidité de l'eau brute).

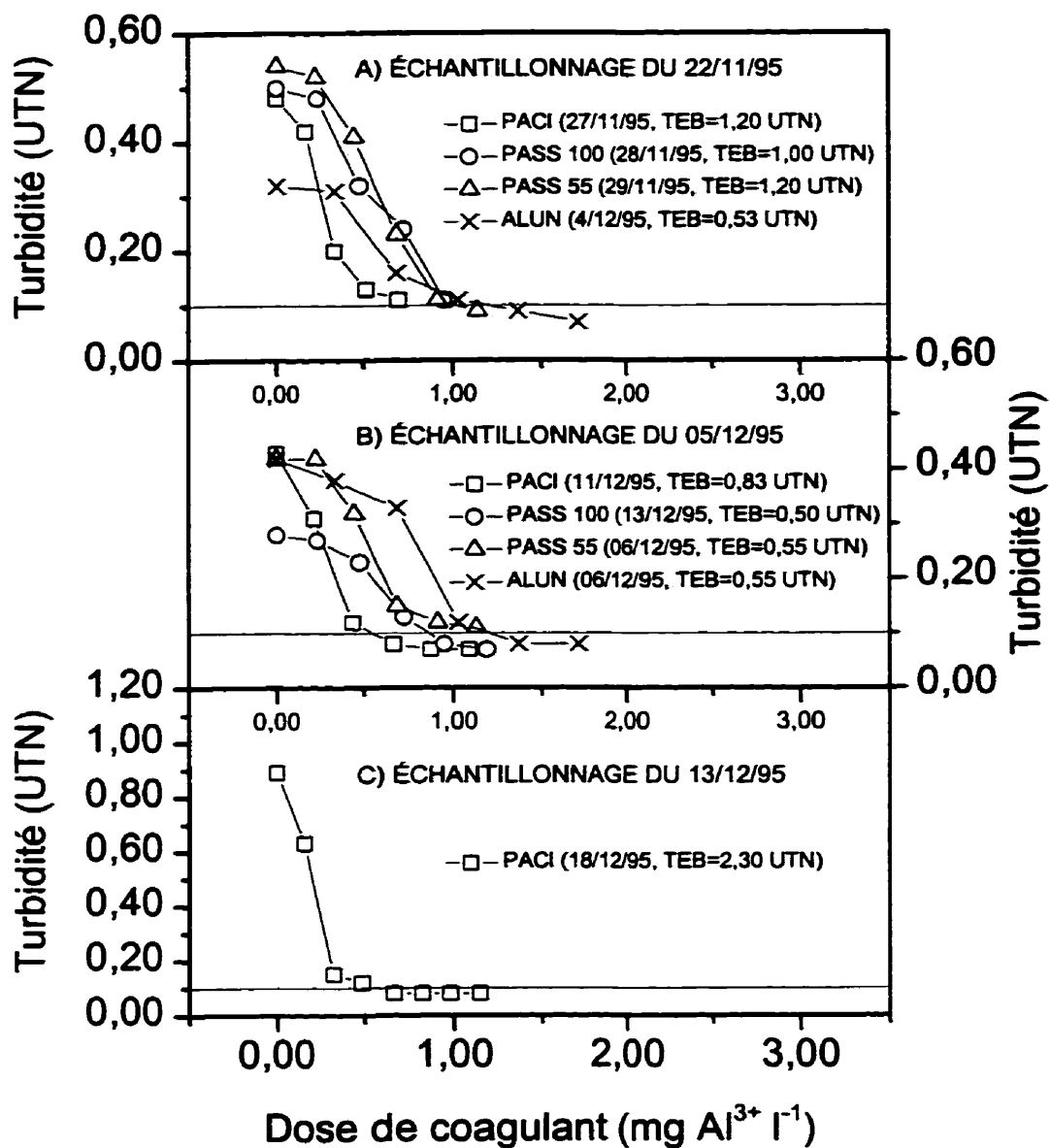


Figure 4. 2 Enlèvement de la turbidité par le PACI, le PASS 100, le PASS 55 et l'alun, (TEB = turbidité de l'eau brute).

Tableau 4.5 Doses requises de coagulant pour obtenir une turbidité égale ou inférieure à 0,10 UTN.

Date	Coagulant	Turbidité de l'eau brute (UTN)	Dose
07/11/95	Chlorure ferrique	0,55	1,92 mg $\text{Fe}^{3+} \text{ l}^{-1}$ 5,57 mg $\text{l}^{-1} \text{ FeCl}_3$
22/11/95	Chlorure ferrique	1,30	3,60 mg $\text{Fe}^{3+} \text{ l}^{-1}$ 10,45 mg $\text{l}^{-1} \text{ FeCl}_3$
19/12/95	Chlorure ferrique	2,30	2,16 mg $\text{Fe}^{3+} \text{ l}^{-1}$ 6,27 mg $\text{l}^{-1} \text{ FeCl}_3$
11/12/95	PACI	0,83	0,55 mg $\text{Al}^{3+} \text{ l}^{-1}$ 10,18 mg $\text{l}^{-1} \text{ PACI}$
27/11/95	PACI	1,20	0,69 mg $\text{Al}^{3+} \text{ l}^{-1}$ 12,77 mg $\text{l}^{-1} \text{ PACI}$
18/12/95	PACI	2,30	0,58 mg $\text{Al}^{3+} \text{ l}^{-1}$ 10,73 mg $\text{l}^{-1} \text{ PACI}$

Enlèvement du carbone organique dissous

L'évolution du COD résiduel en fonction de la dose de coagulant ajoutée est montrée aux figures 4.3 et 4.4. Pour le chlorure ferrique et le Ferriclear, la relation entre la dose ajoutée et le COD résiduel semble linéaire (figure 4.3). La même allure est aussi observée avec les coagulants à base d'aluminium, mais avec une épaule aux faibles concentrations de coagulants (figure 4.4). Les coefficients des droites de régressions linéaires entre la dose de coagulant ajoutée et la concentration de COD résiduel sont calculés et présentés au tableau 4.6. Pour les coagulants à base d'aluminium, le modèle linéaire n'est calculé qu'avec les points de la partie linéaire de la courbe. La dernière

colonne du tableau 4.6 donne la dose D de coagulant à partir de laquelle les relations linéaires sont applicables. Pour l'échantillonnage du 22/11/95 (PASS 100, essai du 28/11/95), le COD résiduel du troisième point de la courbe de PASS 100 est supérieur à celui de l'eau filtrée et non coagulée (figure 4.4a), ce qui semble anormal. Ce point est donc exclu du calcul du modèle linéaire de l'essai. Tous les coefficients de corrélation sont compris entre -0,8849 et -0,9974, il y a donc une bonne corrélation entre la dose de coagulant ajoutée et le COD résiduel. La pente B des droites, qui est la quantité de COD enlevée par mg de Fe^{3+} ou Al^{3+} ajouté, est appelée taux d'enlèvement du COD. Pour les coagulants à base de fer, les relations linéaires sont valables sur toute l'étendue de la courbe. Pour les coagulants à base d'aluminium, les doses inférieures à D (tableau 4.6) n'enlèvent pas de COD. Il faut ajouter des doses supérieures à D pour réduire le COD selon les taux indiqués au tableau 6. Les taux d'enlèvement du COD sont de 0,12 mg/mg Fe^{3+} pour le chlorure ferrique et 0,10 mg/mg Fe^{3+} pour le Ferriclear. Ces deux coagulants ont donc des performances similaires pour l'enlèvement du COD. La figure 4.4 montre que le PACl est plus efficace que les autres coagulants à base d'aluminium. Par contre, pour les parties linéaires des courbes, le PACl, le PASS 100, le PASS 55 et l'alun ont des taux d'enlèvement du COD similaires compris entre 0,22 et 0,25 mg/mg Al^{3+} (tableau 4.6).

Les pourcentages d'enlèvement du COD obtenus lorsque la turbidité de l'eau filtrée est abaissée à 0,10 UTN sont indiqués au tableau 4.7. Le chlorure ferrique est plus performant que le PACl, mais les pourcentages d'enlèvement du COD sont faibles et le

meilleur enlèvement qui a été obtenu est de 23 % (tableau 4.7). Les faibles enlèvements de COD observés vont dans le sens des travaux de Edzwald [10] qui a montré que pour les eaux brutes dont l'absorbance UV spécifique (SUVA) est inférieure à 3, l'enlèvement du COD par coagulation est faible. Le SUVA est calculé en divisant l'absorbance UV exprimée en m^{-1} par le COD exprimé en $mg\ l^{-1}$. Pour les eaux étudiées, le SUVA est généralement compris entre 1,5 et 2 $m^{-1}mg^{-1}\ l$. De plus le pH des eaux brutes est de 8 environ (tableau 4.2) et le pH des eaux filtrées est supérieur à 7, alors que le pH optimal de coagulation pour l'enlèvement de la matière organique par le chlorure ferrique se situerait entre 4 et 5 [11, 12]. Le fait que le chlorure ferrique enlève plus de COD que le PACl est en accord avec une autre étude [13] qui a montré avec des jars tests, que l'enlèvement du carbone organique total (TOC) est plus élevé avec le Fe (III) comparé à l'alun.

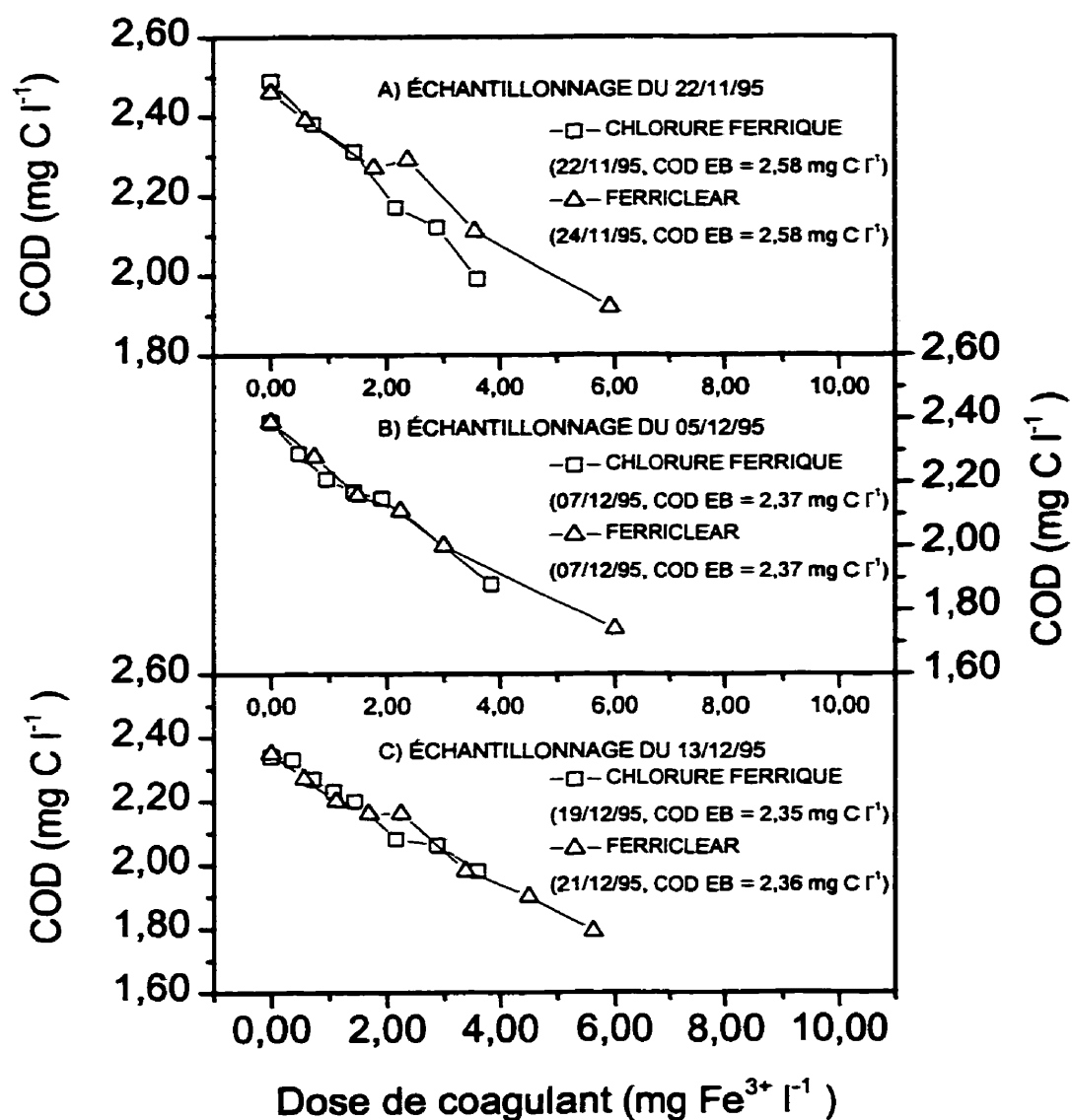


Figure 4.3 Enlèvement du COD par le chlorure ferrique et le Ferriclear, (COD EB = COD de l'eau brute).

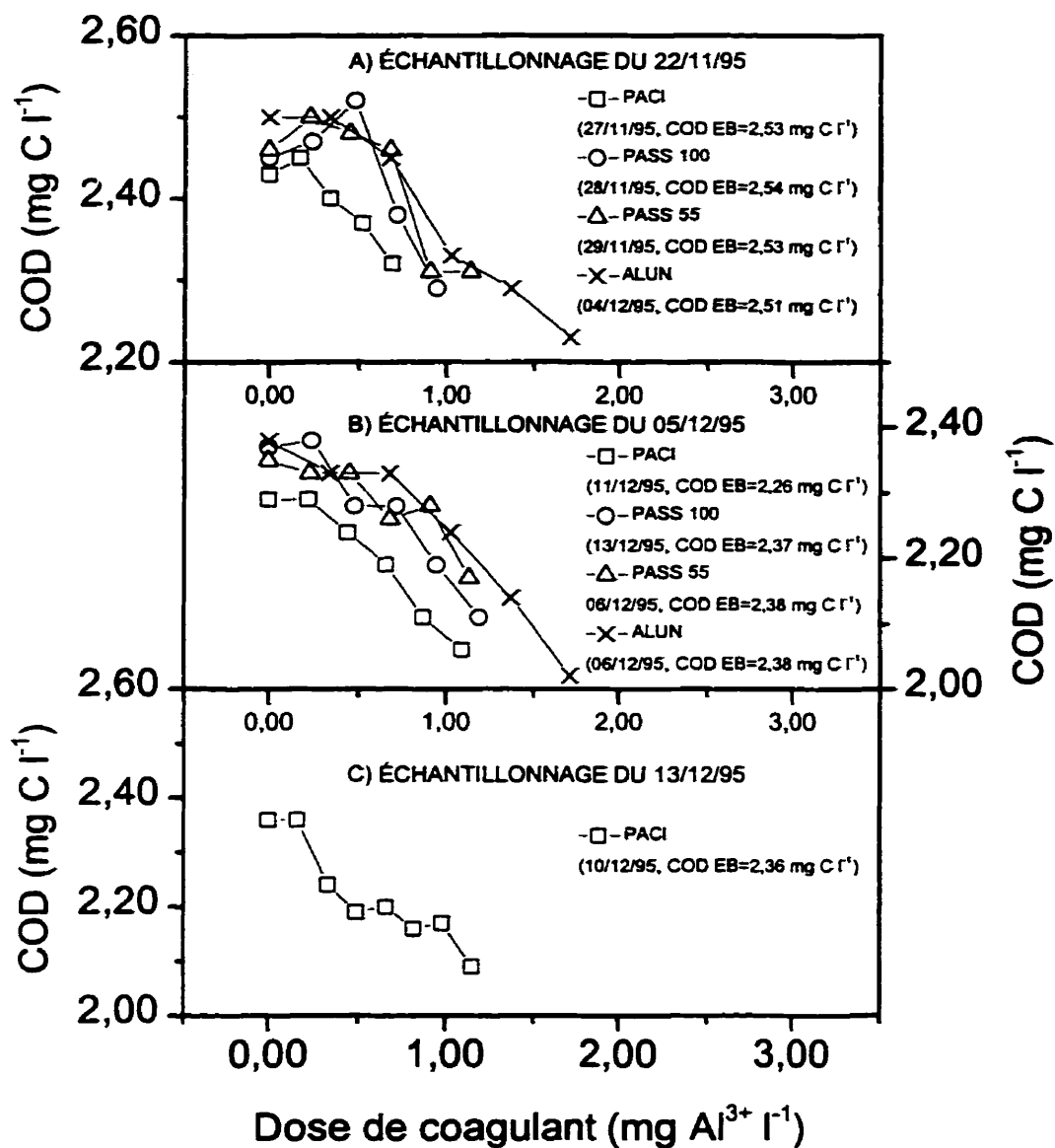


Figure 4.4 Enlèvement du COD par le PACI, le PASS 100, le PASS 55 et l'alun, (COD EB = COD de l'eau brute).

Tableau 4.6 Coefficients des relations entre la dose de coagulant ajoutée et le COD résiduel.

Date de l'échantillonnage	Date de l'essai	Coagulant	Ordonnée à l'origine A	Pente B	Moyenne des pentes B	Coefficient de corrélation R	D* mg Al ³⁺ l ⁻¹ ou mg Fe ³⁺ l ⁻¹
22/11/95	22/11/95	Chlorure ferrique	2,49	-0,14	-0,12	-0,9951	0,00
05/12/95	07/12/95	Chlorure ferrique	2,36	-0,13		-0,9902	0,00
13/12/95	19/12/95	Chlorure ferrique	2,35	-0,10		-0,9899	0,00
22/11/95	24/11/95	Ferriclear	2,45	-0,09	-0,10	-0,9903	0,00
05/12/95	21/12/98	Ferriclear	2,35	-0,11		-0,9916	0,00
13/12/95	21/12/95	Ferriclear	2,33	-0,10		-0,9928	0,00
22/11/95	27/11/95	PACl	2,49	-0,24	-0,24	-0,9943	0,17
05/12/95	11/12/95	PACl	2,36	-0,27		-0,9954	0,22
13/12/95	10/12/95	PACl	2,34	-0,21		-0,9069	0,16
22/11/95	28/11/95	PASS 100	2,54	-0,24	-0,25	-0,9800	0,24
05/12/95	13/12/95	PASS 100	2,44	-0,27		-0,9730	0,24
22/11/95	29/11/95	PASS 55	2,58	-0,24	-0,22	-0,9249	0,23
05/12/95	06/12/95	PASS 55	2,42	-0,20		-0,8849	0,45
22/11/95	04/12/95	Alun	2,57	-0,20	-0,25	-0,9868	0,34
05/12/95	06/12/95	Alun	2,54	-0,30		-0,9974	0,68

D* est la dose de coagulant à partir de laquelle les relations linéaires sont applicables.

Tableau 4.7 Enlèvement du COD lorsque la turbidité de l'eau filtrée est de 0,10 UTN.

Date	Coagulant		COD (mg l ⁻¹ C)		
	Type	Dose	Eau brute	Eau filtrée	Pourcentage d'enlèvement (%)
07/12/95	Chlorure ferrique	1,92 mg Fe ³⁺ l ⁻¹ 5,57 mg l ⁻¹ FeCl ₃	2,37	2,15	9
19/12/95	Chlorure ferrique	2,16 mg Fe ³⁺ l ⁻¹ 6,27 mg l ⁻¹ FeCl ₃	2,30	2,08	10
22/11/95	Chlorure ferrique	3,60 mg Fe ³⁺ l ⁻¹ 10,45 mg l ⁻¹ FeCl ₃	2,58	1,99	23
27/11/95	PACI	0,69 mg Al ³⁺ l ⁻¹ 12,77 mg l ⁻¹ PACI	2,53	2,32	8
11/12/95	PACI	0,55 mg Al ³⁺ l ⁻¹ 10,18 mg l ⁻¹ PACI	2,26	2,22	2
18/12/95	PACI	0,58 mg Al ³⁺ l ⁻¹ 10,73 mg l ⁻¹ PACI	2,36	2,20	7

Métaux résiduels

Ces dernières années, plusieurs personnes se sont inquiété des répercussions négatives que pourrait avoir sur la santé humaine l'aluminium présent dans l'eau potable et particulièrement sa relation avec la maladie d'Alzheimer. À l'heure actuelle, il n'existe pas de recommandation sur les concentrations maximales acceptables d'aluminium dans l'eau potable. L'aluminium figure cependant toujours dans la liste des paramètres à l'étude [14]. Par ailleurs, puisque les études n'ont pas mis en évidence le rôle causal de l'aluminium dans la maladie d'Alzheimer, l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) n'a pas proposé une concentration maximale acceptable d'aluminium dans l'eau potable basée sur des raisons sanitaires. Par contre, afin d'éviter d'avoir des dépôts de floccs dans

le réseau de distribution et d'accentuer la coloration des eaux qui contiennent du fer, la concentration d'aluminium dans l'eau traitée ne doit pas dépasser $0,2 \text{ mg l}^{-1}$ [15-17]. Les concentrations d'aluminium total de l'eau filtrée sont présentées sur la figure 5a. La concentration d'aluminium total dans un échantillon filtré et non coagulé est de $0,08 \text{ mg l}^{-1}$. Suite à l'ajout de $3,0 \text{ mg l}^{-1}$ de PACl ($0,16 \text{ mg l}^{-1} \text{ Al}^{3+}$), la concentration en aluminium total dans l'eau filtrée passe à $0,18 \text{ mg l}^{-1}$. Par la suite, la concentration d'aluminium total augmente avec la dose de PACl injectée. Toutefois, la variation est faible et la plus forte concentration d'aluminium total est de $0,19 \text{ mg l}^{-1}$ pour une dose de PACl injectée de $0,82 \text{ mg Al}^{3+} \text{ l}^{-1}$ ($15,2 \text{ mg l}^{-1}$ de PACl). Lorsqu'une dose de $0,58 \text{ mg Al}^{3+} \text{ l}^{-1}$ est ajoutée afin d'obtenir une turbidité de l'eau filtrée de $0,10 \text{ UTN}$, l'aluminium total dans l'eau filtrée est d'environ $0,18 \text{ mg l}^{-1}$. Les concentrations d'aluminium total dans l'eau filtrée sont inférieures à la limite de $0,2 \text{ mg l}^{-1}$ prônée par l'OMS et elles pourraient être plus faibles lorsque la coagulation est effectuée au pH optimal.

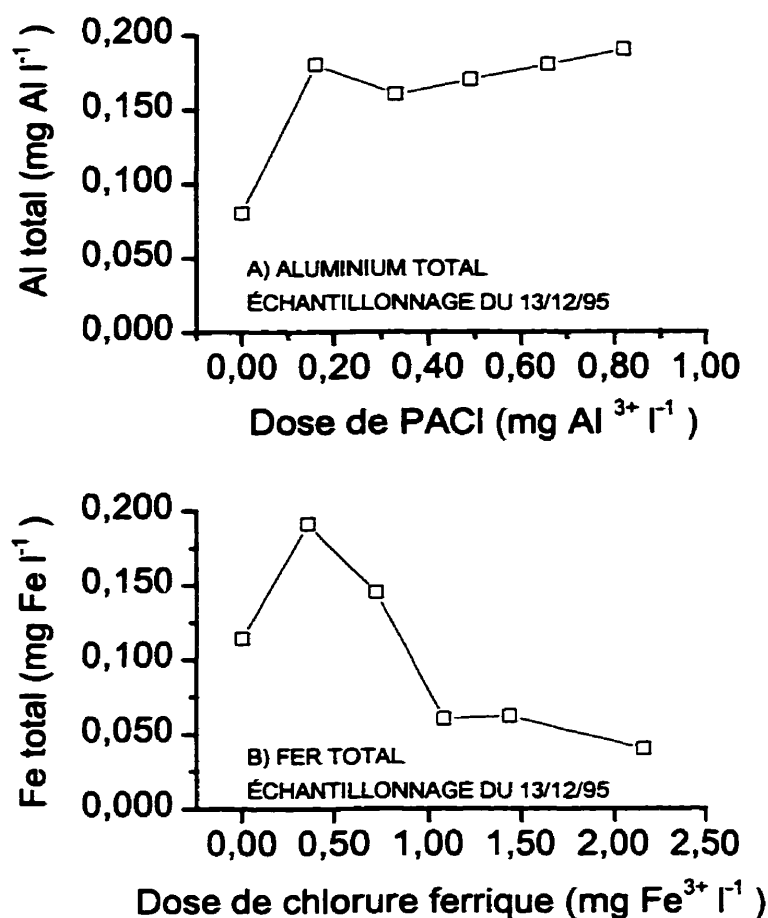


Figure 4.5 Variation de la concentration de fer total ou d'aluminium total dans l'eau filtrée en fonction de la dose de coagulant ajoutée.

La variation du fer total dans l'eau filtrée en fonction de la dose de chlorure ferrique est montrée sur la figure 4.5 b. La concentration en fer total de l'échantillon qui est filtré et non coagulé est de $0,110 \text{ mg l}^{-1}$. Lorsque de faibles doses de chlorure ferrique sont ajoutées ($\leq 0,72 \text{ mg Fe}^{3+} \text{ l}^{-1}$ ou $2,1 \text{ mg l}^{-1}$ de FeCl_3), le fer total devient plus élevé que celui de l'échantillon filtré et non coagulé. Par contre, lorsque la dose injectée dépasse $0,72 \text{ mg Fe}^{3+} \text{ l}^{-1}$, la concentration de fer total baisse sous celle de l'échantillon filtré et

non coagulé (figure 4.5 b). Il est à noter que la dose de chlorure ferrique requise pour obtenir une turbidité de 0,10 UTN est de $2,16 \text{ mg Fe}^{3+} \text{ l}^{-1}$. Pour cette dose, le fer total de l'eau filtrée est de $0,04 \text{ mg l}^{-1}$, ce qui est inférieur à l'objectif de qualité esthétique de $0,30 \text{ mg l}^{-1}$ [14]. Ces observations vont dans le sens des résultats publiés dans la littérature. En effet, des auteurs [12] ont observé, sur des eaux reconstituées avec des substances humiques, l'apparition de fer résiduel dans l'eau filtrée dès qu'il y a un déficit de coagulant par rapport à la dose optimale qui est de $1 \text{ mg Fe/mg d'acide fulvique}$ pour l'enlèvement du COT. Ces résultats ont été confirmés par une autre étude qui a utilisé des eaux brutes naturelles [11].

Comme les résultats l'ont montré, l'essai de coagulation filtration est une méthode sensible pour sélectionner des coagulants, mais il présente quelques limites. D'abord, l'épaisseur du milieu filtrant (30 cm) est inférieure à l'épaisseur des milieux filtrants utilisés dans les filtres réels, ensuite la durée de la filtration qui est inférieure à 17 min se situe dans la période de maturation des filtres réels. De plus, ces tests ne renseignent ni sur la qualité de l'eau filtrée après la période de maturation, ni sur l'évolution des pertes de charge à travers le filtre et donc la durée des cycles de filtration. Ces aspects qui sont importants dans le choix d'un coagulant ne peuvent être examinés qu'avec des essais sur filtre pilote. Enfin les résultats présentés ici sont spécifiques aux eaux étudiées, mais les conclusions vont dans le même sens que celles de la bibliographie.

4.6 CONCLUSIONS

Les plus faibles doses de coagulant requises pour atteindre une turbidité de 0,10 UTN sont obtenues avec le PACl pour les coagulants à base d'aluminium et le chlorure ferrique pour les coagulants à base de fer. Les doses d'alun requises sont plus élevées, mais à cause de son coût, l'alun présente un avantage commercial sur les autres coagulants à base d'aluminium. Parmi les coagulants testés, le chlorure ferrique est celui qui offre le coût le plus bas par mètre cube d'eau traitée.

La coagulation-filtration enlève peu de carbone organique dissous. Lors de l'abaissement de la turbidité de l'eau à 0,10 UTN, le chlorure ferrique enlève plus de COD que le PACl. Toutefois cet enlèvement est faible soit 23 %.

Pour l'ensemble des essais, des relations linéaires ont été observées entre la quantité de coagulant utilisée et la concentration résiduelle de COD. Des taux d'enlèvement moyens se situant autour de 0,11 mg de COD par mg de Fe^{3+} ont été observés. Pour les coagulants à base d'aluminium, les taux d'enlèvement moyens se situent plutôt autour de 0,24 mg COD par mg de Al^{3+} .

La concentration d'aluminium total dans l'eau filtrée varie très peu avec la dose de PACl. Lorsque cette dernière passe de 3,0 à 15,2 mg l^{-1} de PACl, la concentration en aluminium total augmente de 0,16 à 0,19 mg Al l^{-1} , alors que l'aluminium total de l'eau filtrée et non coagulée est de 0,08 mg l^{-1} Al.

Lorsque la dose de chlorure ferrique ajoutée est inférieure à $2,1 \text{ mg l}^{-1} \text{ FeCl}_3$, la concentration de fer dans l'échantillon traité est supérieure à celle de l'eau filtrée et non coagulée ($0,110 \text{ mg Fe l}^{-1}$). Par contre, pour les doses élevées ($> 2,1 \text{ mg l}^{-1}$ de FeCl_3), la concentration de fer total est inférieure à celle de l'eau filtrée et non coagulée.

Les essais de coagulation-filtration ont fait ressortir les différences de performance entre les traitements, ils constituent ainsi une méthode sensible pour faire une sélection préliminaire des coagulants. Par contre, ils sont limités par l'épaisseur du milieu filtrant (30 cm) et la durée de la filtration qui se situe dans la période de maturation des filtres industriels.

4.7 RÉFÉRENCES

- [1] Choi, S., "Coagulation in low turbidity water," . Fort Collins: Colorado State University, 1983.
- [2] Brink, D. R., "The jar-filtration test as a bench scale evaluation of coagulants for low turbidity waters," . Fort Collins: Colorado State University, 1984.
- [3] Tanaka, T. S. & Pirbazari, M., Effects of cationic polyelectrolytes on the removal of suspended particulates during filtration, *J Am Water Works Assoc*, **78**, pp. 57-65, (1985).
- [4] APHA, AWWA& WEF, *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 18th ed. Washington, DC: American Public Health Association, (1992).
- [5] Letterman, R., Regs change use of turbidity measurements, *Opflow*, **August**, (1994).
- [6] Crozes, G. F., Kreft, P.& Patania, N., Treatment of cold, low turbidity, low alkalinity waters to meet the SWTR Pacific Northwest Experiences, in: *American Water Works Association. Water Quality Technology Conference Proceedings*, San Francisco, Californie, pp. 793-815 (1994).
- [7] West, T., Daniel, P., Meyerhofer, P., DeGraca, A.& Gerba, C., Evaluation of *Cryptosporidium* removal through high-rate filtration, in: *American Water Works Association. Annual Conference Proceedings*, New York, New York, pp. 493-504 (1994).
- [8] Nieminski, E. C. & Ongerth, J. E., Removing *Giardia* and *Cryptosporidium* by conventional treatment and direct filtration, *J Am Water Works Assoc*, **87**, pp. 96-106, (1995).
- [9] Coccagna, L., "Direct filtration," in *Water wastewater and sludge filtration*, S. Vigneswaran and R. Ben-Aim, Eds.: CRC Press, (1989), pp. 57-75.
- [10] Edzwald, J. K., Coagulation concepts for removal of total organic carbon, in: *American Water Works Association. Water Quality Technology Conference Proceedings*, San Francisco, Californie, pp. 1465-1481 (1994).
- [11] Aguiar, A., Lefebvre, E., Rahni, M.& Legube, B., Relationship between raw water TOC and the optimum coagulant dose (Iron III Chloride), *Environ Technol*, **17**, pp. 381-389, (1996).

- [12] Lefebvre, E. & Legube, B., Iron (III) coagulation of humic substances extracted from surface waters: effect of pH and humic substances concentration, *Water Res*, **24**, pp. 591-606, (1990).
- [13] Kavanaugh, M. C., Modified coagulation for improved removal of trihalomethane precursors, *J Am Water Works Assoc*, **70**, pp. 613-620, (1978).
- [14] Santé Canada, *Recomandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*, Sixième ed, (1996).
- [15] World Health Organization, *Guidelines for drinking water quality. Recommendations*, vol. 1, Second ed. Geneva: WHO, (1993).
- [16] World Health Organization, *Guidelines for drinking water quality. Health criteria and other supporting information.*, vol. 2 (Addendum), Second ed. Geneva: WHO, (1998).
- [17] World Health Organization, *Internationnal Programme on Chemical Safety. Guidelines for drinking water quality. Health criteria and other supporting information.*, vol. 2. Geneva: WHO, (1996).

CHAPITRE 5

ÉVOLUTION DU NOMBRE DE PARTICULES DANS L'EAU FILTRÉE D'UNE FILIÈRE DE FILTRATION DIRECTE UTILISANT LE POLYCHLORURE D'ALUMINIUM

Suite à l'étude de laboratoire présentée au chapitre précédent, le polychlorure d'aluminium a été testé sur l'installation pilote. Les résultats ont été développés dans le projet d'article ci-dessous soumis à la Revue Canadienne de Génie Civil. L'article discute les performances de la filtration directe évaluées par les comptes de particules et la turbidité et les relations entre les enlèvements des comptes totaux de particules (2 à 150 μm) et ceux des particules des autres gammes de taille soient de 2 à 5 μm et de 5 à 15 μm .

Évolution du nombre de particules dans l'eau filtrée d'une filière de filtration directe utilisant le polychlorure d'aluminium

Souleymane NDIONGUE, Raymond DESJARDINS, Michèle PRÉVOST,
Chantal MORISSETTE

École Polytechnique de Montréal, Département des Génies Civil, Géologique et des
Mines

Chaire Industrielle CRSNG en Eau Potable, C.P. 6079 – succursale Centre-Ville,
Montréal (Québec), CANADA, H3C 3A7, Tél.: (514) 340-4711-4505
Fax : (514) 340-5918

5.1 RÉSUMÉ

Ce texte présente et discute les performances de la filtration directe évaluées par les comptes de particules et la turbidité en périodes de faible et de forte turbidité de l'eau brute. Il traite aussi des relations entre les enlèvements des particules de 2 à 150 μm (comptes totaux) et ceux des particules des autres gammes de taille variant de 2 à 5 μm et de 5 à 15 μm . Les essais sont effectués sur une installation pilote (20 m^3/h) qui traite les eaux du fleuve Saint Laurent (Canada) par une coagulation au polychlorure d'aluminium (PACI) suivie d'une filtration rapide à 10 m/h . Les résultats montrent que lorsque la turbidité de l'eau brute est faible, il n'est pas toujours possible de prédire la crevaison du filtre à l'aide de la turbidité de son effluent alors que l'évolution des comptes de particules permet de le faire. Il existe de bonnes corrélations entre l'enlèvement des comptes totaux de particules (2 à 150 μm) et les comptes de particules des autres gammes de taille (2 à 5 μm et 5 à 15 μm); en outre l'évolution de toutes ces gammes de dimensions révèle les mêmes tendances de la qualité de l'eau filtrée.

Mots clés :

Filtration directe, coagulation sur filtre, filtration, comptes de particules, particules, turbidité, polychlorure d'aluminium.

5.2 ABSTRACT

This text presents and discusses the performances of direct filtration evaluated by means of particle counts and turbidity of raw water in periods of low and high turbidity. It also deals with the relationships between the removals of particles measuring from 2 to 150 μm (total counts) and those of particles in the two other size ranges, that is from 2 to 5 μm and from 5 to 15 μm . The tests were carried out on a pilot plant (20 m^3/h) that treated waters from the St. Lawrence River (Canada) using polyaluminum chloride (PACl) coagulation followed by 10 m/h rapid filtration. The results show that when the turbidity of the raw water is low, it is not always possible to predict a filter breakthrough based on the turbidity of its effluent, whereas it is possible to do so by observing the evolution of the particle counts. There exist good correlations between the removals of the total particle counts (2 to 150 μm) and those of the counts of particles in two other size ranges, 2 to 5 μm and 5 to 15 μm . Furthermore, the evolution of the particle counts in all these ranges of particle size reveals the same tendencies with respect to the quality of the filtered water.

Key words:

Direct filtration, in-line filtration, filtration, particle counts, turbidity, polyaluminum chloride.

5.3 INTRODUCTION

La production d'eau potable à partir d'une eau de surface est souvent réalisée à l'aide d'une chaîne de traitement classique qui comprend les unités suivantes : coagulation-floculation-décantation-filtration-désinfection. Une telle chaîne permet de traiter la plupart des eaux brutes que leurs qualités soient plus ou moins bonnes ou plus ou moins variables. Cette chaîne de traitement implique souvent l'utilisation de quantités importantes de coagulant qui se traduit par la production d'un floc abondant qui doit être intercepté par les décanteurs et évacué sous forme de boue.

Lorsque les eaux brutes sont de bonne qualité, c'est à dire lorsqu'elles contiennent peu de micro-organismes, de matières organiques dissoutes, de couleur et de turbidité, il est possible de réaliser des économies en simplifiant la chaîne de traitement. En effet, il est alors possible d'ajouter aux eaux brutes une petite quantité de coagulant dans un mélangeur rapide afin de former un floc de petite taille. Si nécessaire, les eaux coagulées sont envoyées dans un bassin de floculation. Par la suite, les eaux contenant le floc et les impuretés initiales sont filtrées. Les filtres, exploités à des vitesses se situant le plus souvent entre 5 et 10 m/h, doivent intercepter toutes les particules contenues dans les eaux coagulées. Un tel procédé est appelé filtration directe ou coagulation sur filtre (Coccagna, 1989). Lorsqu'il n'y a pas d'étape de floculation certains le nomment filtration *in line* (Al-Ani et al., 1986; Crozes et al., 1994). Ce procédé permet de réaliser des économies importantes de coagulant et d'éviter la construction d'un décanteur.

La filtration directe peut être utilisée pour traiter des eaux brutes ayant des turbidités faibles, soit par exemple moins de 1 UTN, durant la plus grande partie de l'année. Cependant, il existe de courtes périodes de l'année où ces usines doivent traiter des eaux de moins bonne qualité, ce sont habituellement les périodes de ruissellement intense causé par des pluies abondantes ou par la fonte des neiges. La turbidité de l'eau brute peut alors augmenter rapidement. Une telle augmentation peut aussi être observée suite aux renversements thermiques des lacs qui se produisent durant l'automne et le printemps.

Le sous comité sur la filtration directe de l'*American Water Works Association* a effectué une enquête auprès des exploitants de 70 usines et installations pilotes. Cette étude révèle que la filtration directe peut être déficiente lorsque la turbidité des eaux brutes est supérieure à 15 UTN. La turbidité des eaux filtrées est alors trop élevée ou bien les périodes de filtration entre les lavages sont trop courtes. Le remplacement partiel ou total du coagulant primaire par un polyélectrolyte permet dans la plupart des cas d'améliorer la filtration (Committee report, 1980). Il est donc important que les performances de la filtration directe soient évaluées en périodes de faible turbidité et de pointe de turbidité.

La filtration est la principale barrière face aux particules et aux protozoaires particulièrement les kystes de *Giardia* et de *Cryptosporidium*. La coagulation des eaux brutes permet d'améliorer de façon importante les performances de la filtration directe.

En utilisant des eaux brutes de faible turbidité (< 1 UTN), Al-Ani et al. (1986) ont étudié l'impact de la coagulation sur l'enlèvement de la turbidité et des kystes de *Giardia* par une filière de traitement comprenant une coagulation suivie d'une filtration. Sans l'ajout de coagulant, l'enlèvement de la turbidité et des kystes de *Giardia* se situe entre 0 et 70 %. Avec l'ajout de coagulant, l'enlèvement dépasse 70 % pour la turbidité et 95 % pour les kystes de *Giardia*.

La turbidité est le paramètre traditionnellement utilisé pour suivre les performances de la filtration. Jusqu'en 1974, ce paramètre ne servait que d'indicateur pour la qualité esthétique de l'eau. À partir de cette date, l'USEPA (*United States Environmental Protection Agency*) a reconnu que les particules responsables de la turbidité peuvent interférer avec la désinfection, en protégeant les bactéries de l'action des désinfectants tels que le chlore (Letterman, 1994). La limite maximale permise de turbidité a alors baissé à 1 UTN. Certains microorganismes pathogènes tels que *Giardia lamblia* et *Cryptosporidium* résistent mieux aux désinfectants que les bactéries du groupe coliforme (Letterman, 1994). Cette découverte a obligé l'industrie de l'eau à rechercher d'autres moyens pour évaluer la qualité microbiologique de l'eau. En juin 1989, l'USEPA propose des taux d'enlèvement et d'inactivation à atteindre pour *Giardia lamblia* et les virus entériques. Ces taux sont exprimés en Log d'enlèvement, par exemple un procédé qui fait baisser le nombre de micro-organismes de 100 à 1 réalise 2 Log d'enlèvement. C'est la différence entre les logarithmes décimaux des nombres de micro-organismes à l'affluent et à l'effluent. Lorsque la filtration directe est utilisée pour traiter des eaux

brutes ayant une turbidité inférieure à 1 UTN, et qu'elle permet d'obtenir des turbidités inférieures à 0,2 UTN dans 95 % des échantillons, l'USEPA alloue un crédit de 2 Log d'enlèvement pour les kystes de *Giardia* (Letterman, 1994). Par ailleurs, West et al. (1994) ont étudié la relation entre la turbidité de l'eau filtrée et l'enlèvement des kystes de *Cryptosporidium*. Ils ont observé que lorsque la turbidité de l'eau filtrée est inférieure à 0,10 UTN, l'enlèvement des kystes de *Cryptosporidium* est égal ou supérieur à 2 Log.

Au cours des dernières années, les épidémies de giardiose et de cryptosporidiose, provoquées par la présence de kystes de *Giardia* et de *Cryptosporidium* dans des eaux traitées, ont fait ressortir l'importance d'un meilleur contrôle de la qualité de l'eau filtrée. Regli et al. (1991) puis Haas et al. (1996) ont étudié le risque d'infection associé à la présence des kystes de *Giardia* et de *Cryptosporidium* dans les eaux potables. Pour que le risque annuel soit inférieur à une infection par dix milles personnes (10^{-4}), les concentrations maximales permises de kystes de *Giardia* et de *Cryptosporidium* sont respectivement de 6,75 kystes /1000 m³ (Regli et al., 1991) et 1,8 à 6,4 kystes/100 m³ (Haas et al., 1996). Pour vérifier que le risque annuel est inférieur à 10^{-4} , le volume nécessaire des échantillons d'eau traitée à analyser serait de l'ordre de 100 m³ ou plus. La filtration d'aussi grands volumes d'eau pose des problèmes de récupération et de détermination de la viabilité des kystes qui sont des étapes essentielles dans la mesure des kystes de *Giardia* et de *Cryptosporidium* (Rice et al., 1994). Par conséquent, la mesure des kystes est fiable uniquement dans le cas d'eaux très contaminées. Pour des eaux peu contaminées ou présentant un faible risque pour la santé, il faut utiliser d'autres

méthodes. Le comptage des particules ayant la même taille que les kystes de protozoaires semble être une méthode prometteuse. Des corrélations linéaires significatives ont été observées entre les enlèvements des particules de taille supérieure à 5 μm et ceux des kystes de *Giardia* ($R = 0,879$) et de *Cryptosporidium* ($R = 0,830$) (LeChevallier et Norton, 1992) . Les compteurs de particules sont des instruments qui dénombrent les particules dans plusieurs gammes de taille. Ils sont plus sensibles aux variations des performances des filtres que les turbidimètres (Goldgrabe et al., 1993).

Les kystes de *Giardia* sont ovales, légèrement asymétriques avec une longueur de 8 à 14 μm environ et une largeur de 7 à 10 μm environ (Lin, 1985). Les kystes de *Cryptosporidium* sont de forme sphérique avec un diamètre d'environ 4 à 5 μm (Rose, 1988). Ainsi, les *Cryptosporidium* peuvent être considérés comme des particules ayant des tailles comprises entre 2 et 5 μm et les *Giardia* comme des particules de 5 à 15 μm .

Cet article présente et discute les performances de la filtration directe évaluées par les comptes de particules et la turbidité en périodes de faible et de forte turbidité et les relations entre les enlèvements des particules de 2 à 150 μm (comptes totaux) et ceux des particules des autres gammes de taille soient de 2 à 5 μm et de 5 à 15 μm .

5.4 MATÉRIEL ET MÉTHODES

Choix du coagulant

Le coagulant utilisé dans l'étude est le polychlorure d'aluminium¹ (PACl). Ce choix découle de trois considérations. D'abord, une étude de laboratoire effectuée avec les mêmes eaux brutes qui sont utilisées pour la présente étude (Fleuve Saint-Laurent, Montréal, Québec, Canada), a montré que le PACl est plus efficace que le sulfate d'aluminium² (Alun) et les polyaluminium silicate sulfate² (PASS-100 et PASS-55) pour l'enlèvement de la turbidité et du carbone organique dissous (COD). Deuxièmement, la ville de Valleyfield, située en amont de la ville de Montréal traite des eaux brutes semblables en utilisant avec succès ce même produit. Enfin, le PACl est un coagulant préhydrolysé. Son temps de réaction en eau froide devrait donc être plus court que celui des autres coagulants inorganiques non préhydrolysés.

Procédure générale

Les essais ont été effectués sur une installation pilote de 20 m³/h qui comprend une coagulation au PACl suivie d'une filtration rapide à 10 m/h. Ce pilote est alimenté en eau brute à partir du fleuve Saint-Laurent (Montréal, Québec, Canada). La turbidité de l'eau brute est généralement inférieure à 2 UTN, à l'exception de courtes périodes durant l'automne (novembre ou décembre) et au début du printemps (avril ou mai). Durant ces

¹ STERNSON CHEMICAL PRODUCTS DIVISION. 403 LeBeau, St Laurent, Québec H4N 1S2 Canada.

² Les produits chimiques HANDY Ltée. 745 Ste-Rose, La Prairie, Québec, J5R 1Z2 Canada.

mois, la turbidité peut atteindre 6 UTN voire plus pendant une ou deux semaines. Les résultats présentés dans cet article ont été obtenus au cours du mois d'avril 1996.

L'objectif de traitement de l'installation pilote est de toujours maintenir la turbidité de l'eau filtrée à une valeur égale ou inférieure à 0,10 UTN. La perte de charge totale admissible à travers le filtre est de 225 cm. Au-delà de cette valeur, il faut arrêter la filtration et laver le milieu filtrant.

Les cycles de filtration numéro 363 du 27/04/96 et 365 du 29/04/96 ont été effectués afin de déterminer la dose de PACl nécessaire pour produire une eau filtrée de turbidité égale ou inférieure à 0,10 UTN, pendant la pointe de turbidité de l'eau brute. Lors du cycle numéro 363, la filtration directe a été commencée sans ajouter de coagulant. Après 7 heures de filtration, 6,0 mg/l de PACl ont été ajoutés. Par la suite, la dose de PACl a été graduellement augmentée jusqu'à 17,2 mg/l, par tranche de 2 mg/l environ. Chaque dose de coagulant a été maintenue pendant au moins 30 minutes afin de permettre à la qualité de l'eau (turbidité et comptes de particules) de se stabiliser.

La procédure suivie pour le cycle 365 est similaire à celle du cycle 363. Après 1:30 heures de filtration directe sans coagulation, 7,27 mg/l de PACl sont ajoutés. Par la suite, la dose de PACl a été augmentée jusqu'à 24,90 mg/l, par tranche d'environ 2 mg/l. Chaque dose de coagulant a été maintenue pendant au moins 25 minutes.

Pour tous les autres cycles de filtration, la dose de PACl est maintenue constante durant tout le cycle de filtration.

Description de l'installation pilote

Le coagulant est injecté en amont d'un mélangeur statique *Greey Lightnin Modèle 50ST4*³. Cet équipement contient des déflecteurs statiques disposés de telle sorte que l'eau qui y circule subit un brassage qui favorise le mélange du coagulant dans l'eau. Les eaux brutes coagulées sont ensuite acheminées vers le filtre.

Le milieu filtrant est composé d'une couche de sable de 42 cm d'épaisseur surmontée d'une couche de 93 cm de charbon actif. Le diamètre effectif (D_E) et le coefficient d'uniformité (CU) du sable sont respectivement de 0,42 mm et 1,30 alors que pour le charbon actif, le D_E est de 0,97 mm et le CU de 1,42.

La vitesse de filtration pratiquée pendant toute l'étude a été de 10 m/h. Cette vitesse est contrôlée par une pompe et une vanne modulante installées sur la conduite d'eau filtrée. La surface du filtre est de 2 m² et la hauteur de submersion au-dessus du milieu filtrant a été maintenue constante à 90 cm à l'aide d'un trop plein.

³ GREEY LIGHTNIN. A/S NORTEC S.G.S. INC. 3300, Cavendish, Suite 230, Montréal, Qc, H4B 2M8 Canada.

Description des appareils de mesure et des méthodes d'analyse

Turbidité

La turbidité de l'eau brute est mesurée en continu avec un turbidimètre *Hach Surface Scater 6*⁴ alors que celle de l'eau filtrée est mesurée en continu avec un turbidimètre *Hach Ratio 2000*⁴. Les résultats de ces mesures sont enregistrés toutes les 30 minutes pour l'eau brute et toutes les 5 minutes pour les eaux filtrées. Un turbidimètre de laboratoire *Hach Ratio 18900*⁴, installé près du filtre, est utilisé pour mesurer la turbidité des échantillons prélevés à différentes profondeurs dans le filtre. Cet appareil permet aussi de vérifier et valider les mesures des turbidimètres qui fonctionnent en continu. Les mesures du turbidimètre de laboratoire sont régulièrement comparées à celles du turbidimètre installé sur la conduite d'eau filtrée. Un nouveau calibrage des deux turbidimètres est effectué lorsque l'écart entre les deux mesures est égal ou supérieur à 0,05 UTN.

Les turbidimètres sont calibrés selon les directives du fabricant. Les solutions standards utilisées pour le calibrage sont toujours fraîchement préparées à partir d'une solution concentrée de formazine (4000 UTN). Après le calibrage, la turbidité des standards secondaires de gélex est mesurée. Ces standards de gélex, dont la turbidité est très stable, permettent de vérifier par la suite la précision des mesures. Un nouveau calibrage est

⁴ John Meunier Inc. 6290, rue Périnault, Montréal, Québec, H4K 1 K5 Canada.

effectué lorsque la différence entre la mesure et la turbidité nominale du standard de gélex approche 5 %.

Comptes de particules

Deux compteurs de particules *Hiac Royco* modèle VC-OL25 ⁵ et deux compteurs *Hiac Royco* modèle VC-OL60 ⁵ sont utilisés pour l'étude. Les compteurs modèle VC-OL25 sont installés à l'affluent du filtre et au milieu de la couche de charbon. Les compteurs modèle VC-OL60 sont installés à la fin de la couche de charbon et à l'effluent du filtre.

Le modèle VC-OL25 fonctionne avec un débit nominal de 25 ml/min. Il est conçu pour mesurer les particules dans des échantillons d'eau brute. Le modèle VC-OL60 fonctionne avec un débit nominal de 60 ml/min et est utilisé pour mesurer les particules dans les échantillons d'eau filtrée.

Les deux modèles de compteurs peuvent détecter des particules qui ont des tailles comprises entre 2 et 400 μm . Cependant, le tamis installé à l'entrée de chaque compteur limite la taille maximale à 150 μm . Les compteurs fonctionnent de la façon suivante: un faisceau lumineux est projeté à travers la cellule de détection du compteur, son intensité est détecté de l'autre côté de la cellule à l'aide d'un photodétecteur. Les particules, contenues dans l'échantillon, traversent la cellule et bloquent ou diffractent une partie de la lumière. La baisse de l'intensité lumineuse est fonction de la taille des particules et de

⁵ Pacific Scientific. 11801 Tech Road, Silver Spring , Maryland 20904-1909 USA.

leur indice de réfraction. Les changements de l'intensité lumineuse mesurés par le photodétecteur sont transmis par circuit électronique au système de traitement de données. Celui-ci compte et analyse les impulsions électriques pour produire la distribution du nombre de particules par taille. Les particules sont comptées et classées dans quatre crénaux soient celles dont la taille est supérieure à 2 μm ; à 5 μm ; à 10 μm et à 15 μm . Le débit de l'échantillon est mesuré à l'aide d'un débitmètre incorporé au compteur de particules et affiché en ml/min. La concentration des particules dans l'échantillon est calculée avec les comptes et le débit mesuré par le compteur et affiché en comptes de particules/ml. Puisque le débit mesuré est utilisé pour le calcul de la concentration, il est important de vérifier régulièrement le calibrage du débitmètre. Pour cela, le débit à la sortie du compteur est mesuré avec un cylindre gradué et un chronomètre. Le calibrage du débitmètre est effectuée lorsque la différence entre le débit affiché et le débit mesuré est égale ou supérieure à 5 % du débit mesuré.

Le calibrage des compteurs de particules a été effectué par le fournisseur, avant la livraison. Les solutions standards utilisées pour le calibrage contiennent des billes de latex sphériques. Les tailles des particules données par les compteurs sont donc celles de sphères qui bloquent la même quantité de lumière que des sphères de latex.

Les compteurs de particules sont reliés à un ordinateur, ce qui permet l'acquisition automatique des données grâce aux logiciels *FIX DMACS* version 4⁶ et *AccuCount*⁷. Le logiciel *AccuCount* permet d'observer l'évolution du nombre de particules et des Log d'enlèvement en fonction du temps de filtration. Il fournit aussi les comptes de particules par ml pour chaque minute ou un pas de temps supérieur choisi par l'utilisateur. Les données sont par la suite exportées sur des feuilles de calcul *Excel* (*Microsoft*) grâce à une macro commande.

Mesure des pertes de charge

Dix piézomètres sont installés à différentes profondeurs dans le milieu filtrant. Ces piézomètres permettent de mesurer l'évolution des pertes de charge en fonction de la profondeur du milieu filtrant. La perte de charge totale à travers le filtre est enregistrée toutes les 30 minutes.

⁶ Intellution. 1 Edge Water Drive, Norwood, Massachusetts 02062 USA.

⁷ Pacific Scientific. 11801 Tech Road, Silver Spring, Maryland 20904-1909 USA.

5.5 RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

La figure 5.1 présente l'évolution typique de la turbidité de l'effluent d'un filtre entre deux lavages. Le cycle de filtration comprend trois périodes caractéristiques: 1) la période de maturation; 2) la période de fonctionnement normal; 3) la période de crevaisson durant laquelle la turbidité de l'eau filtrée augmente (Degrémont, 1989). Selon l'étude de Colton et al. (1996), pour un cycle de filtration de 48 heures, jusqu'à 40 % des particules de la taille des kystes de *Cryptosporidium*, contenues dans l'eau filtrée, proviennent de la première heure de filtration. La figure 5.2 présente l'évolution de la turbidité et des comptes de particules (2 à 150 μm) durant une période de maturation typique qui dure moins de 30 minutes. Afin de réduire la turbidité et le nombre de particules dans l'eau filtrée, plusieurs usines rejettent à l'égout les eaux filtrées durant les premières minutes de mise en service d'un filtre après lavage.

Le tableau 5.1 présente les cycles de filtration effectués sur le montage pilote. Les quatre premiers cycles (343, 349, 352 et 354) sont effectués en période de faible turbidité de l'eau brute. Cette dernière se situe alors entre 1,0 et 1,5 UTN. Les autres cycles de filtration ont été effectués en période de turbidité élevée (2,16 à 4,77 UTN). La turbidité et les comptes de particules, présentés dans le tableau 5.1, sont des valeurs moyennes calculées pour chaque cycle de filtration. En raison de la faible qualité de l'eau filtrée durant la période de maturation, les données des 30 premières minutes de filtration après un lavage ont été exclues du calcul des moyennes. Pour les cycles 343 à 354, les

comptes de particules indiqués pour l'eau brute sont ceux de l'eau brute coagulée, alors que pour les cycles 358 à 367, les comptes de particules indiqués pour l'eau brute sont ceux de l'eau brute non coagulée.

Évolution des comptes de particules et de la turbidité au cours des cycles de filtration

Période de faible turbidité de l'eau brute

Les figures 5.3 et 5.4 illustrent l'évolution de la turbidité et des comptes de particules de l'eau filtrée au cours des cycles de filtration nos 343 et 349 (faible turbidité de l'eau brute). Les courbes de turbidité (Fig. 5.3a et 5.4a) montrent une période de maturation d'environ 30 minutes suivie d'une période de stabilité jusqu'à la fin du cycle. Les courbes des comptes de particules ont des allures différentes. Elles montrent les trois phases caractéristiques d'un cycle de filtration : les périodes de maturation, de stabilité et de crevaision du filtre. La période de crevaision n'apparaît pas sur la courbe de turbidité. Donc, pour des eaux brutes de faible turbidité (environ 1,2 UTN), il est possible que le nombre de particules rejetées par un filtre augmente sans que la turbidité soit affectée.

Période de pointe de turbidité de l'eau brute

Les figures 5.5 et 5.6 montrent l'évolution de la turbidité et des comptes de particules de l'eau filtrée pendant la période de pointe de turbidité. L'absence de données de turbidité de l'eau brute pendant les cinq premières heures de filtration (Fig. 5.5a) est due à une interruption de l'acquisition automatique des données. La turbidité et les comptes de particules ne montrent pas la phase de crevaision du filtre (Fig. 5.5a et 5.5b). La dose

importante de PACI (17,5 mg/l), utilisée pour ces cycles, a entraîné la formation d'une quantité importante de floccs. L'accumulation de ces floccs dans le milieu filtrant a accéléré l'accroissement des pertes de charge à travers le filtre. Les cycles de filtration sont donc plus courts que ceux de la période de faible turbidité. Elles ne sont que de 12 heures environ comparativement à 26 h. La fin des cycles est due à l'atteinte de la perte de charge maximale admissible, qui s'est produite avant la crevaison du filtre.

Évolution des comptes de particules de l'eau filtrée pendant la période de l'étude

La figure 5.7 présente l'évolution de la turbidité et des comptes totaux de particules (2 à 150 μm) des eaux brute et filtrée pendant la période de l'étude. Chaque barre de ce graphique représente une valeur moyenne pour un cycle de filtration. Quoique la turbidité de l'eau filtrée soit toujours maintenue à une valeur égale ou inférieure à 0,10 UTN, l'augmentation du nombre de particules dans l'eau brute ou dans l'eau brute coagulée entraîne toujours une augmentation du nombre de particules dans l'eau filtrée. Les comptes de particules dans l'eau filtrée, obtenus lors des pointes de turbidité, sont bien supérieurs à ceux obtenus en période de faible turbidité, et ce pour une même turbidité de l'eau filtrée. Des eaux filtrées, de même turbidité, n'ont donc pas nécessairement le même contenu en particules. Il serait donc intéressant de fixer un objectif sur le nombre maximal permis de particules dans les eaux filtrées. Cela va dans le sens des travaux d'autres auteurs (Regli et al., 1991 qui ont montré que l'enlèvement requis des kystes de *Giardia* et de *Cryptosporidium* pour obtenir un risque annuel d'infection de 10^{-4} est fonction de la concentration de ces kystes dans l'eau brute.

L'enlèvement requis augmente lorsque la concentration des kystes dans l'eau brute augmente.

Relation entre le nombre total de particules (2 à 150 μm) et les particules de 2 à 5 μm ou celles de 5 à 15 μm

L'évolution du nombre total de particules (2 à 150 μm) en fonction du temps de filtration se comporte de la même manière que celle des comptes de particules de 2 à 5 μm ou de 5 à 15 μm (Fig. 5.3 à 5.6). Les Log d'enlèvement de ces particules de différentes grosseurs varient également de la même façon. La corrélation entre les Log d'enlèvement des comptes de particules de 2 à 150 μm et les comptes de particules de 2 à 5 μm ou de 5 à 15 μm a été examinée. Il existe une excellente corrélation entre les Log d'enlèvement (tableau 5.2). Par contre, un des coefficients de corrélation est faible pour les cycles numéros 352, 359 et 366. Une érosion des floccs dans le filtre, une floculation ou des bris de floccs à travers le filtre pourraient modifier la distribution des particules dans l'eau filtrée et expliquer les faibles coefficients de corrélation observés dans ces trois cas.

Des droites de régression linéaire entre les Log d'enlèvement du nombre total de particules et ceux des particules des autres tailles ont aussi été tracées. La figure 5.8 montre les droites de régression pour trois cycles de filtration, le premier observé durant la période de faible turbidité (Figure 5.8a), le second durant la période de transition de la turbidité (Figure 5.8b) et le troisième durant la pointe de turbidité (Figure 5.8c). Toutes ces droites de régression révèlent une étroite relation entre le nombre de particules de 2 à 150 μm et les nombres de particules de 2 à 5 et de 5 à 15 μm .

Par ailleurs, pour tous les cycles de filtration, les Log d'enlèvement des particules de 2 à 150 μm sont légèrement inférieurs aux Log d'enlèvement des particules de 2 à 5 μm . La différence maximale observée est inférieure à 0,20 Log d'enlèvement. En considérant seulement les comptes totaux, il est possible de suivre l'enlèvement des particules de 2 à 5 μm , avec une marge de sécurité de 0,20 Log d'enlèvement.

Impact de la dose de PACI sur la turbidité et le nombre de particules à l'eau filtrée

La figure 5.9 présente les résultats de l'essai effectué le 27 avril 1996 (cycle no. 363). Elle illustre l'impact de la dose de PACI sur l'évolution de la turbidité de l'eau filtrée, des comptes de particules et de la distribution des particules dans l'eau filtrée. Ces résultats ont été obtenus alors que la dose de coagulant était augmentée de façon graduelle jusqu'à l'obtention d'une turbidité de l'eau filtrée égale ou inférieure à 0,10 UTN. Chaque point de ces courbes est une moyenne de trois lectures prises après l'augmentation de la dose de coagulant, après que les comptes de particules et la turbidité de l'eau filtrée se soient stabilisés.

Les points des courbes de distribution des particules (Figure 5.9d) sont des pourcentages du nombre total de particules (2 à 150 μm) que représentent les particules de chaque gamme de taille (2 à 5 μm , 5 à 10 μm , 10 à 15 μm). L'augmentation de la dose de PACI permet de réduire le nombre de particules et la turbidité de l'eau filtrée. Selon les tendances observées, les courbes de comptes de particules (Fig. 5.9b) et de distribution

des particules (Fig. 5.9d) peuvent être divisées en deux parties, soit lorsque la dose de PACl est inférieure ou supérieure à 8 mg/l.

Une augmentation de la dose de PACl de 0 à 8 mg/l semble être efficace pour l'enlèvement des particules de 2 à 5 μm . Par contre, les particules de 5 à 10 μm et celles de 10 à 15 μm semblent être très peu affectées. Leur enlèvement est du même ordre de grandeur que celui obtenu à l'aide d'une filtration rapide sans ajout de coagulant. La distribution des particules est modifiée lorsque la dose de PACl augmente jusqu'à 8 mg/l (Fig. 5.9d).

Lorsque la dose de coagulant ajoutée est supérieure à 8,0 mg/l, une faible baisse de tous les comptes de particules est observée. Ces doses élevées de coagulant génèrent plus de floccs qui s'accumulent dans le milieu filtrant. Ce qui modifie les caractéristiques du milieu filtrant et améliore l'enlèvement de tous les types de particules. La distribution des particules (Fig. 5.9d) devient alors constante.

Pour une filtration sans ajout de coagulant, le Log d'enlèvement des particules de 2 à 5 μm est de 1,17 (Fig. 5.9c) et le compte de particules correspondant dans l'eau filtrée est de 761 /ml (Fig. 5.9b). Pour une dose de 8,0 mg/l de PACl, ces valeurs sont respectivement de 1,62 et de 265 particules/ml. Lorsque la dose est augmentée jusqu'à 17,2 mg/l, le Log d'enlèvement monte jusqu'à 1,74 alors que les comptes de particules baissent jusqu'à 195 /ml. Les premiers 8,0 mg/l de PACl ajoutés enlèvent 496 particules/ml et les derniers 9,2 mg/l n'enlèvent que 70 particules/ml. La dose optimale

de PACl est donc de 8,0 mg/l. Pour faire baisser le nombre de particules en dessous de 265 particules/ml, il serait préférable d'agir sur d'autres variables du procédé, par exemples la vitesse de filtration, l'ajout d'aide-filtrant ou le changement du matériau filtrant.

Jusqu'à 15,4 mg/l, l'augmentation de la dose de PACl fait baisser considérablement la turbidité de l'eau filtrée jusqu'à 0,11 UTN (Fig. 5.9a). Par la suite, au-delà de 15,4 mg/l, l'effet supplémentaire du coagulant est faible. La dose optimale pour l'enlèvement des particules (8,0 mg/l) est donc plus faible que celle requise pour abaisser la turbidité à 0,11 UTN (15,4 mg/l). Cela peut être expliqué par la présence, dans l'eau brute, d'une quantité importante de particules de taille inférieure à 2 μm . Ces dernières ne sont pas détectées par les compteurs de particules utilisées mais contribuent à faire augmenter les mesures de turbidité. En augmentant la dose de coagulant pour obtenir une turbidité de l'eau filtrée de 0,10 UTN, les comptes de particules sont abaissés au maximum. Ce qui constitue une excellente barrière face aux kystes de *Giardia* et *Cryptosporidium*.

Par contre, l'augmentation de la dose de coagulant fait croître le taux d'augmentation des pertes de charge à travers le filtre, ce qui a pour effet de raccourcir la durée des cycles de filtration. L'effet des doses de coagulant sur la durée des cycles de filtration est montré au tableau 5.1. Par exemple, lorsque la dose de PACl passe de 5,8 à 17,5 mg/l, la durée des cycles de filtration passe de 22:39 heures à 11:30 heures.

La figure 5.10 présente les résultats de l'essai du 29 avril 1996 (cycle 365). Ces derniers confirment les résultats obtenus avec les essais du 27 avril 1996 (cycle 363) et permettent de déduire les mêmes conclusions. La turbidité et les comptes de particules sont cependant plus élevés pour ce deuxième essai ce qui entraîne l'utilisation de doses de coagulant plus élevées. La dose optimale pour l'enlèvement des particules est alors de 10,7 mg/l alors que la dose requise pour faire baisser la turbidité de l'eau filtrée à 0,10 UTN est de 17,5 mg/l.

5.6 CONCLUSIONS

Lorsque la turbidité de l'eau brute est inférieure 1,3 UTN (faible turbidité de l'eau brute), une dose de PACl se situant entre 5 et 6 mg/l est requise pour obtenir une turbidité après filtration égale ou inférieure à 0,1 UTN. La courbe d'évolution du nombre de particules en fonction du temps de filtration montre les trois phases caractéristiques d'un cycle de filtration, soit les périodes de maturation, de fonctionnement normal et de crevaïson. Par contre, la courbe d'évolution de la turbidité ne montre pas la phase de crevaïson. Donc, en période de faible turbidité, l'évolution de la turbidité ne renseigne pas toujours sur la crevaïson du filtre.

Quoique la turbidité de l'eau filtrée soit toujours maintenue à 0,10 UTN, l'augmentation du nombre de particules dans l'eau brute (turbidité de pointe) entraîne une augmentation du nombre de particules dans l'eau filtrée. Le maintien de la turbidité de l'eau filtrée à 0,10 UTN ne semble pas garantir la production d'une eau filtrée de même qualité en tout

temps. Pour obtenir une qualité d'eau stable en tout temps il faudrait fixer des objectifs d'enlèvement des particules en fonction de la qualité de l'eau brute ou ce qui est plus simple fixer un nombre de particules maximal permis.

Pour l'eau étudiée, la dose de coagulant, au-delà de laquelle le gain marginal sur l'enlèvement des particules est faible, est bien inférieure à celle requise pour produire une eau filtrée ayant une turbidité de 0,10 UTN. Lorsque la turbidité de l'eau filtrée est de 0,10 UTN, le nombre de particules dans l'eau filtrée est minimale. Le filtre est alors une barrière efficace contre les particules qui ont la même taille que les kystes de *Giardia* et *Cryptosporidium*. Par contre, les doses de PACl requises pour atteindre une turbidité de 0,10 UTN sont élevées. Elles produisent un floc abondant qui encrasse le filtre et réduit ainsi la durée de son cycle de filtration. Par exemple, en période de pointe de turbidité de l'eau brute, l'ajout d'une dose de PACl suffisante pour obtenir une turbidité à l'eau brute de 0,10 UTN conduit à des cycles de filtration de 11,5 heures contre environ 26 h pour la période de faible turbidité.

Il existe une étroite relation entre les comptes totaux (2 à 150 μm) et les comptes de particules des autres gammes (2 à 5 μm et 5 à 15 μm). L'évolution de toutes ces particules révèle les mêmes tendances de la qualité de l'eau filtrée. Puisque les coefficients de corrélation entre l'enlèvement des comptes totaux et ceux des autres comptes sont élevés. Au cours d'un cycle de filtration, les Log d'enlèvement des comptes totaux sont légèrement inférieurs à ceux des comptes de 2 à 5 μm . Cependant,

la différence n'excède pas 0,20 Log d'enlèvement. Le suivi des comptes totaux permet de voir les variations de la qualité de l'eau et d'estimer l'enlèvement des particules de 2 à 5 μm , avec une marge de sécurité de 0,20 Log d'enlèvement. Ces observations sur les relations entre les comptes totaux de particules et les comptes de particules des autres gammes de taille militent en faveur des moniteurs de particules qui ne fournissent que le nombre total de particules et sont moins coûteux que les compteurs de particules.

5.7 LISTE DES SYMBOLES

Alun	:	sulfate d'aluminium
COD	:	carbone organique dissous
CU	:	coefficient d'uniformité
D_E	:	diamètre effectif
h	:	heure
L	:	litre
Log	:	logarithme base 10
m	:	mètre
mg	:	milligramme
PACl	:	chlorure de colyaluminium
PASS	:	polyaluminium silicate sulfate
R	:	Coefficient de corrélation
µm	:	micromètre
USEPA	:	United States Environmental Protection Agency
UTN	:	unité de turbidité néphélométrique

5.8 REMERCIEMENTS

Cette étude a été réalisée dans le cadre des projets de recherche de la Chaire Industrielle CRSNG en Eau potable de l'École Polytechnique de Montréal. Les auteurs remercient le CRSNG ainsi que la ville de Montréal, pour leur support financier. La collaboration du personnel de l'usine Atwater (Ville de Montréal) et des techniciens de la Chaire, Denis Allard et Stéphane Perron mérite d'être soulignée.

Tableau 5.1 Description des cycles de filtration.

Numéro des cycles	Date	Durée h:min	Dose de PACI mg/l	Turbidité Moyenne* (UTN)		Comptes moyens de particules* 2 à 150 µm/ml	
				Eau brute	Eau filtrée	Eau brute	Eau filtrée
343	01/04/96	17:20	4,9	1,15	0,12	3 725 ^a	111
349	10/04/96	21:48	5,8	1,09	0,09	3 800 ^a	138
352	15/04/96	23:32	5,7	1,18	0,11	4 473 ^a	174
354	17/04/96	22:39	5,8	1,33	0,12	5 320 ^a	200
358	23/04/96	15:26	10,0	2,16	0,13	6 460 ^b	245
359	24/04/96	15:24	10,0	2,44	0,13	8 761 ^b	276
363	27/04/96	11:15	Variable	4,10		13 406 ^b	
365	29/04/96	05:57	Variable	4,70		14 963 ^b	
366	29/04/96	11:23	17,5	3,16 ^c	0,11	14 710 ^b	276
367	30/04/96	11:30	17,5	4,77	0,09	14 989 ^b	285

* Les données des premières 30 min de filtration sont exclues du calcul des moyennes.

a Comptes moyens de particules dans l'eau brute coagulée.

b Comptes moyens de particules dans l'eau brute non coagulée.

c Il y a eu une interruption de l'acquisition automatique des données de turbidité de l'eau brute pendant les cinq premières heures de filtration. La moyenne est donc calculée sans ces données.

Tableau 5. 2 **Corrélation entre les Log d'enlèvement des comptes totaux et ceux des comptes de particules de 2 à 5 et de 5 à 15 μm .**

Numéro des cycles	Date	Dose de PACI mg/l	Coefficients de corrélation entre les Log d'enlèvement	
			Particules 2 - 150 μm et 2 - 5 μm	Particules 2 - 150 μm et 5 - 15 μm
343 ^a	01/04/96	4,9	0,9965	0,9892
349 ^a	10/04/96	5,8	0,9962	0,9794
352 ^a	15/04/96	5,7	0,9862	0,2534
354 ^a	17/04/96	5,8	0,9477	0,8538
358 ^b	23/04/96	10,0	0,9935	0,9913
359 ^b	24/04/96	10,0	0,6338	0,9315
363 ^b	27/04/96	Variable	0,9920	0,9257
365 ^b	29/04/96	Variable	0,9952	0,9905
366 ^b	29/04/96	17,5	0,9533	0,5752
367 ^b	30/04/96	17,5	0,9707	0,9714

a Les comptes de particules ont été mesurés dans l'eau brute coagulée et dans l'eau filtrée.

b Les comptes de particules ont été mesurés dans l'eau brute et dans l'eau filtrée.

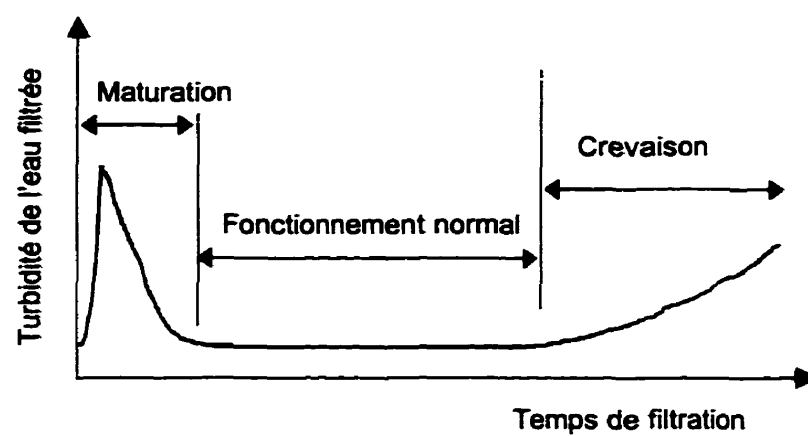


Figure 5. 1 Courbe typique d'évolution de la turbidité de l'effluent d'un filtre mis en service après un lavage.

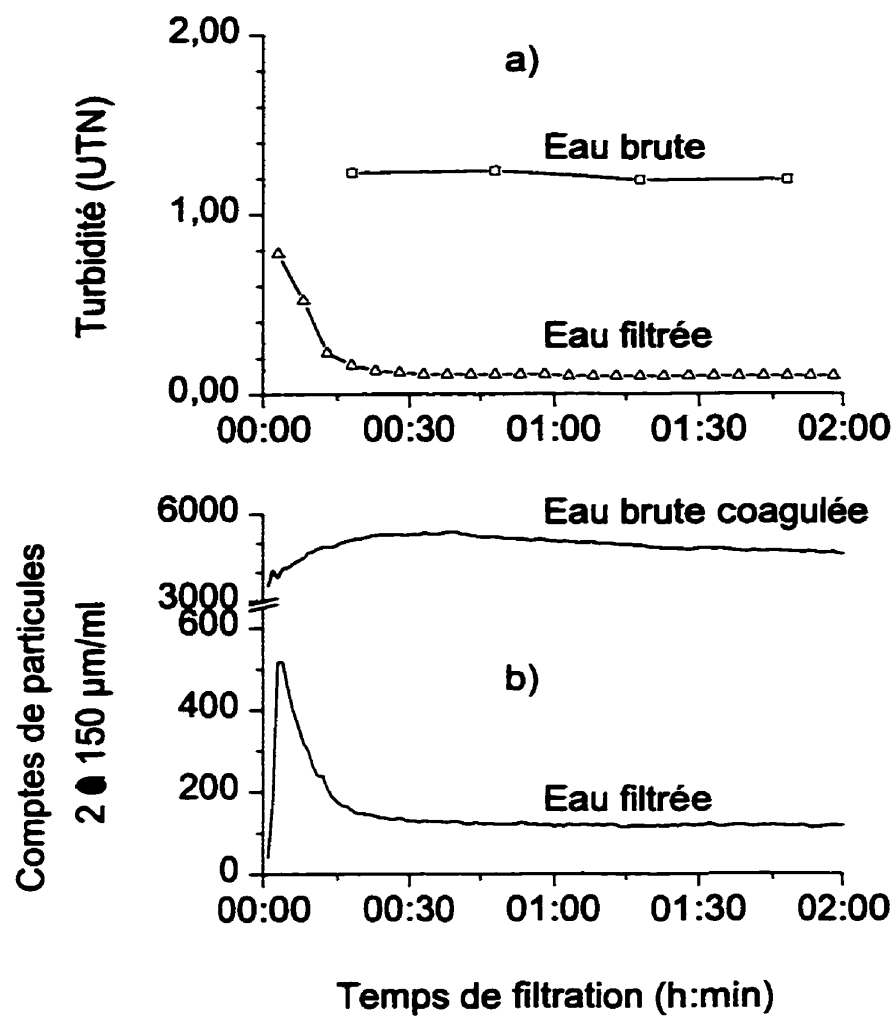


Figure 5. 2 Évolution de la qualité de l'eau filtrée pendant la période de maturation, cycle numéro 349, 10/04/96 : a) turbidité ; b) comptes de particules 2 à 150 µm/ml.

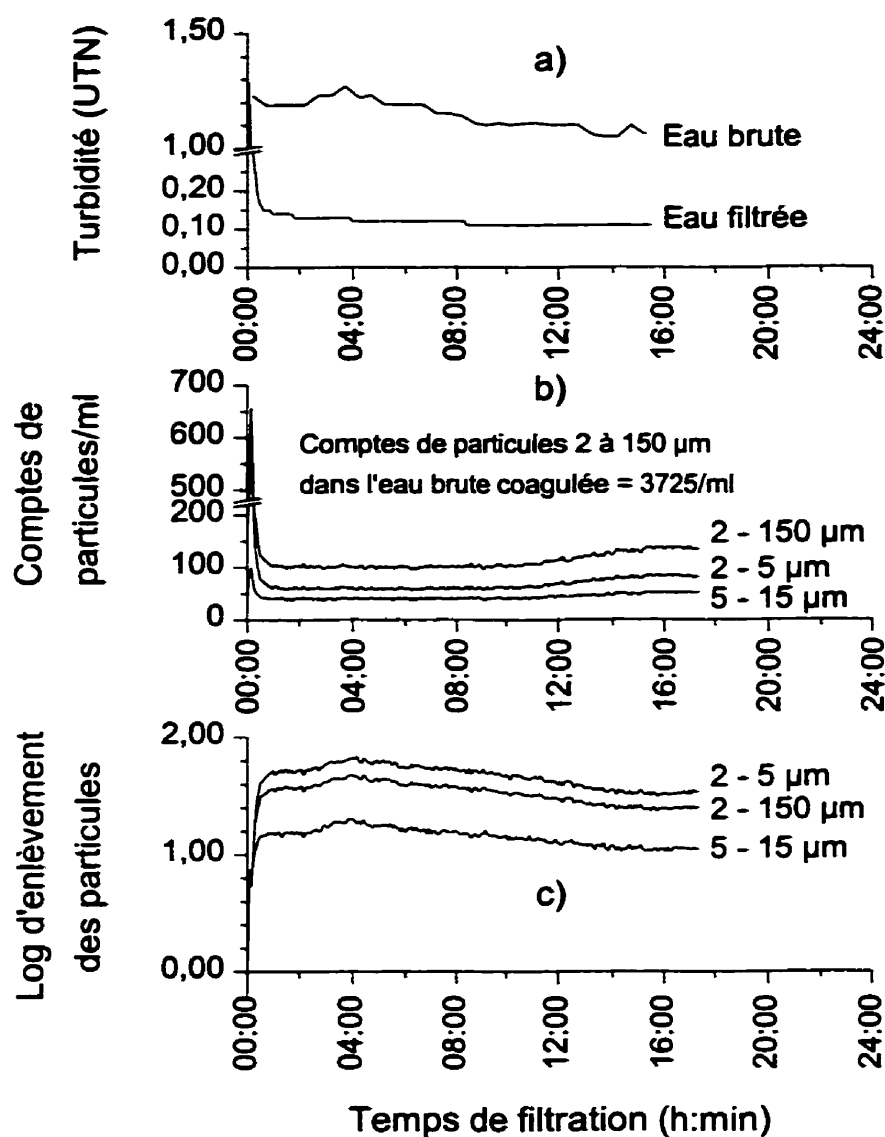


Figure 5. 3 Évolution de la qualité de l'eau filtrée en période de faible turbidité de l'eau brute, cycle numéro 343, 01/04/96, dose de PACl 4,9 mg/l : a) turbidité ; b) comptes de particules ; c) Log d'enlèvement des particules.

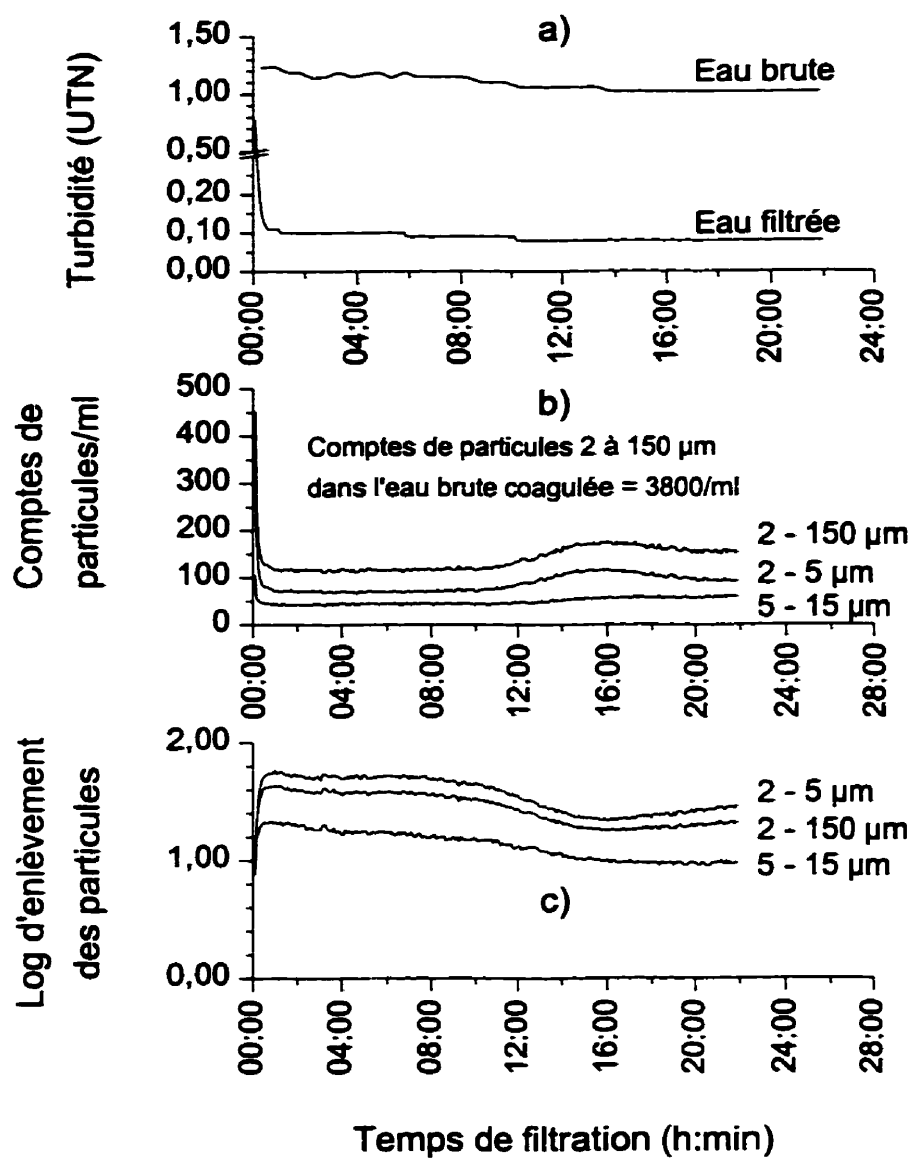


Figure 5. 4 Évolution de la qualité de l'eau filtrée en période de faible turbidité de l'eau brute, cycle numéro 349, 10/04/96, dose de PACl 5,8 mg/l : a) turbidité ; b) comptes de particules; c) Log d'enlèvement des particules.

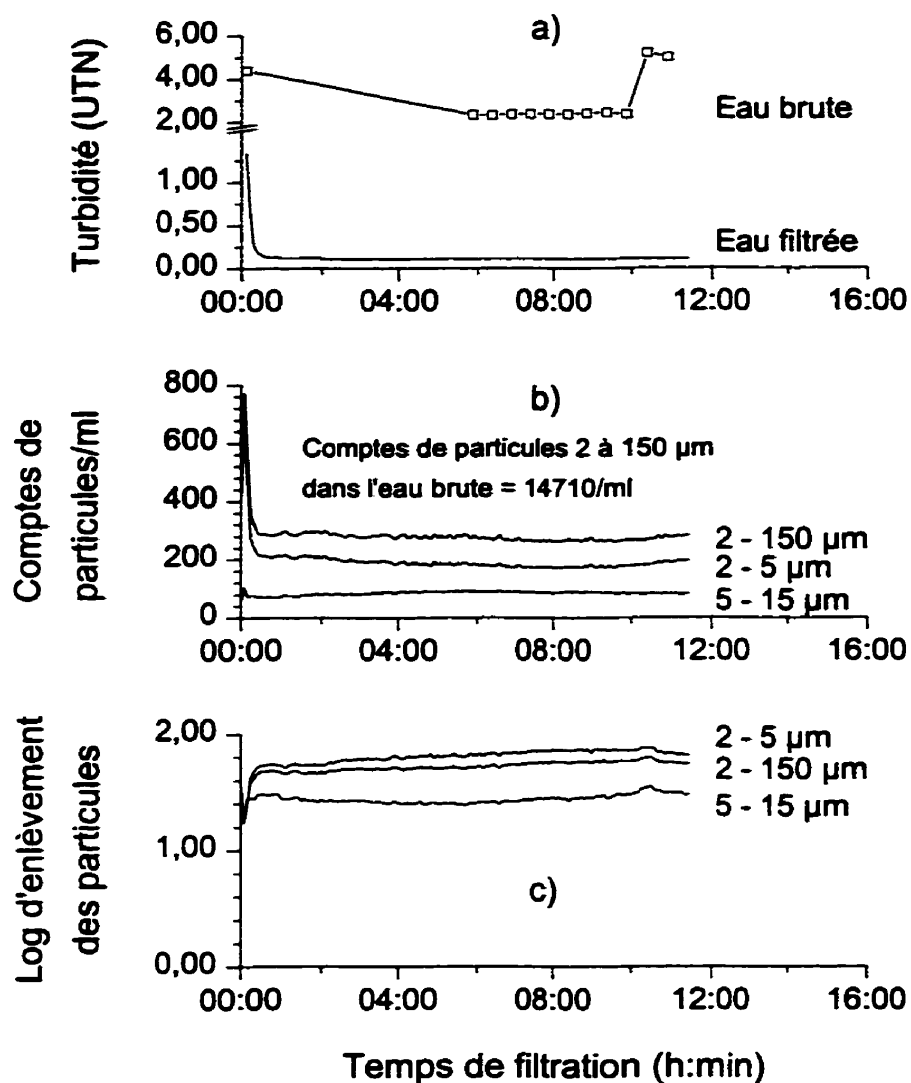


Figure 5. 5 Évolution de la qualité de l'eau filtrée en période de pointe de turbidité de l'eau brute, cycle numéro 366, 29/04/96, dose de PACl 17,5 mg/l : a) turbidité ; b) comptes de particules ; c) Log d'enlèvement des particules.

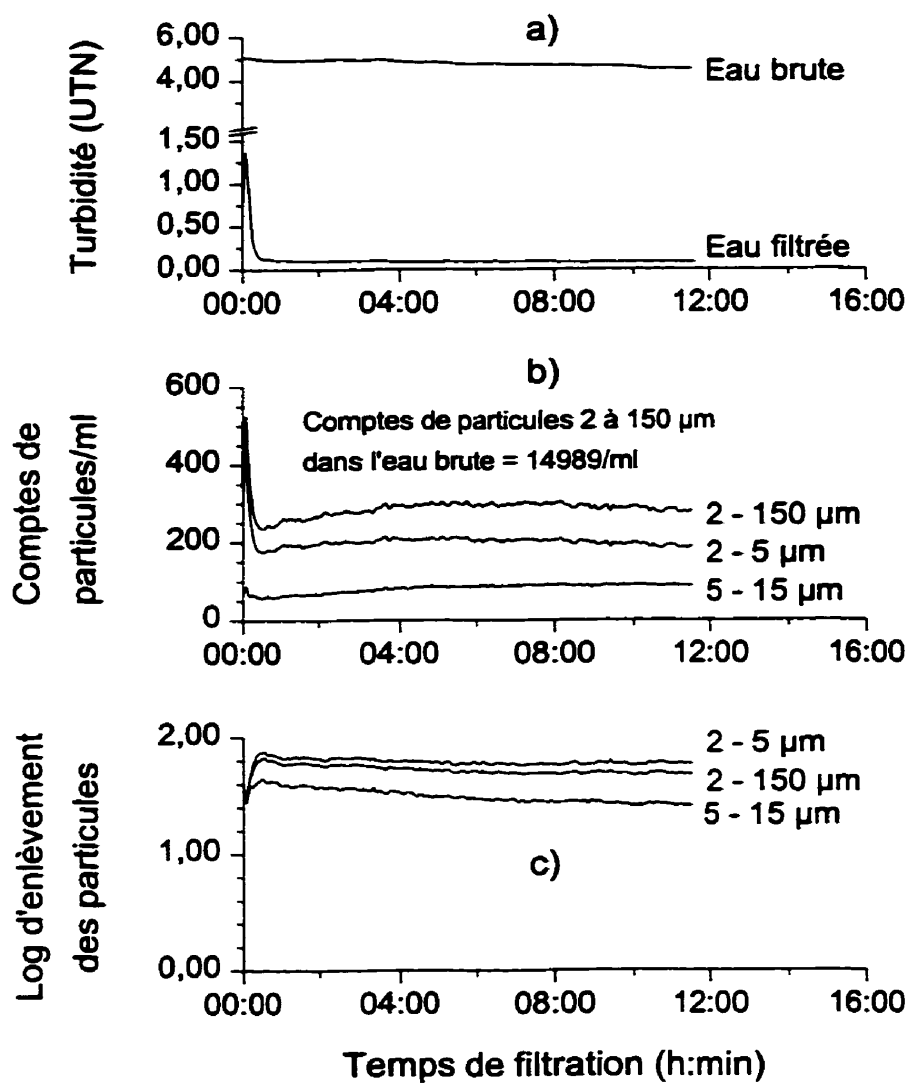


Figure 5. 6 Évolution de la qualité de l'eau filtrée en période de pointe de turbidité de l'eau brute, cycle numéro 367, 30/04/96, dose de PACl 17,5 mg/l : a) turbidité ; b) comptes de particules ; c) Log d'enlèvement des particules.

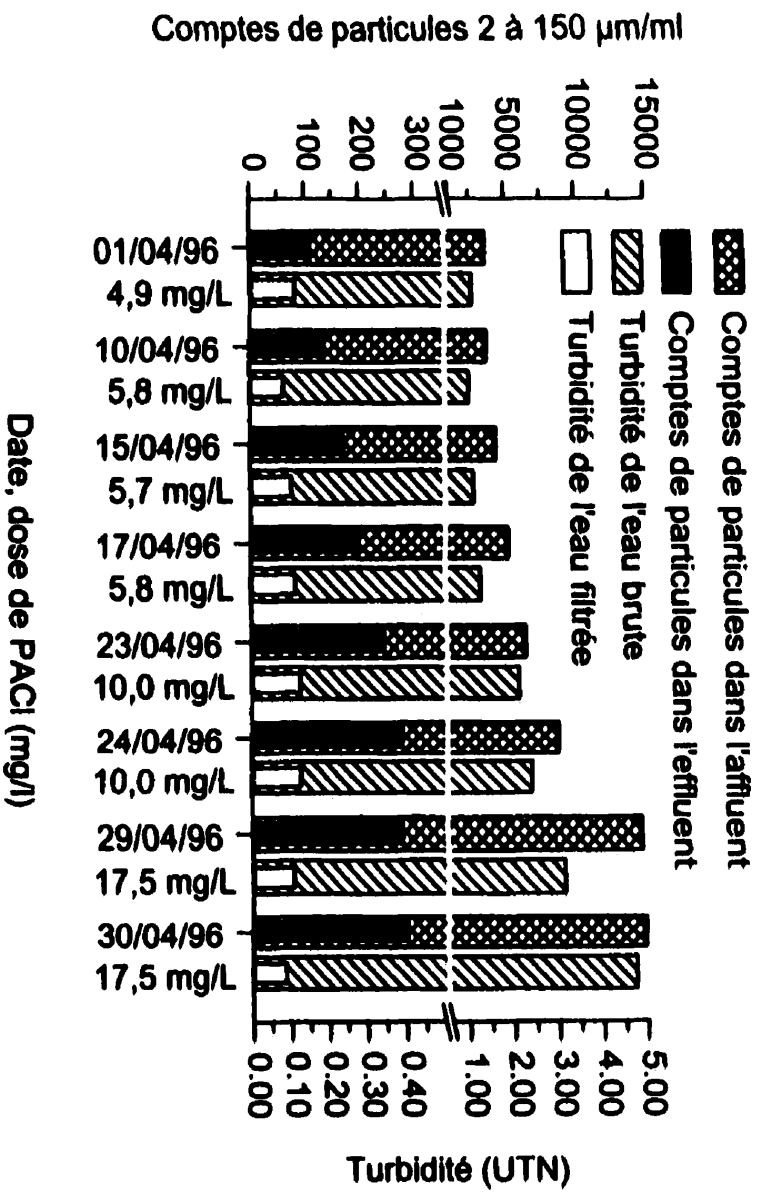


Figure 5. 7 Évolution des comptes de particules et de la turbidité pendant la période de l'étude (pour les comptes de particules du 01/04/96 au 17/04/96, l'affluent est l'eau brute coagulée, du 23/04/96 au 30/04/96, l'affluent est l'eau brute).

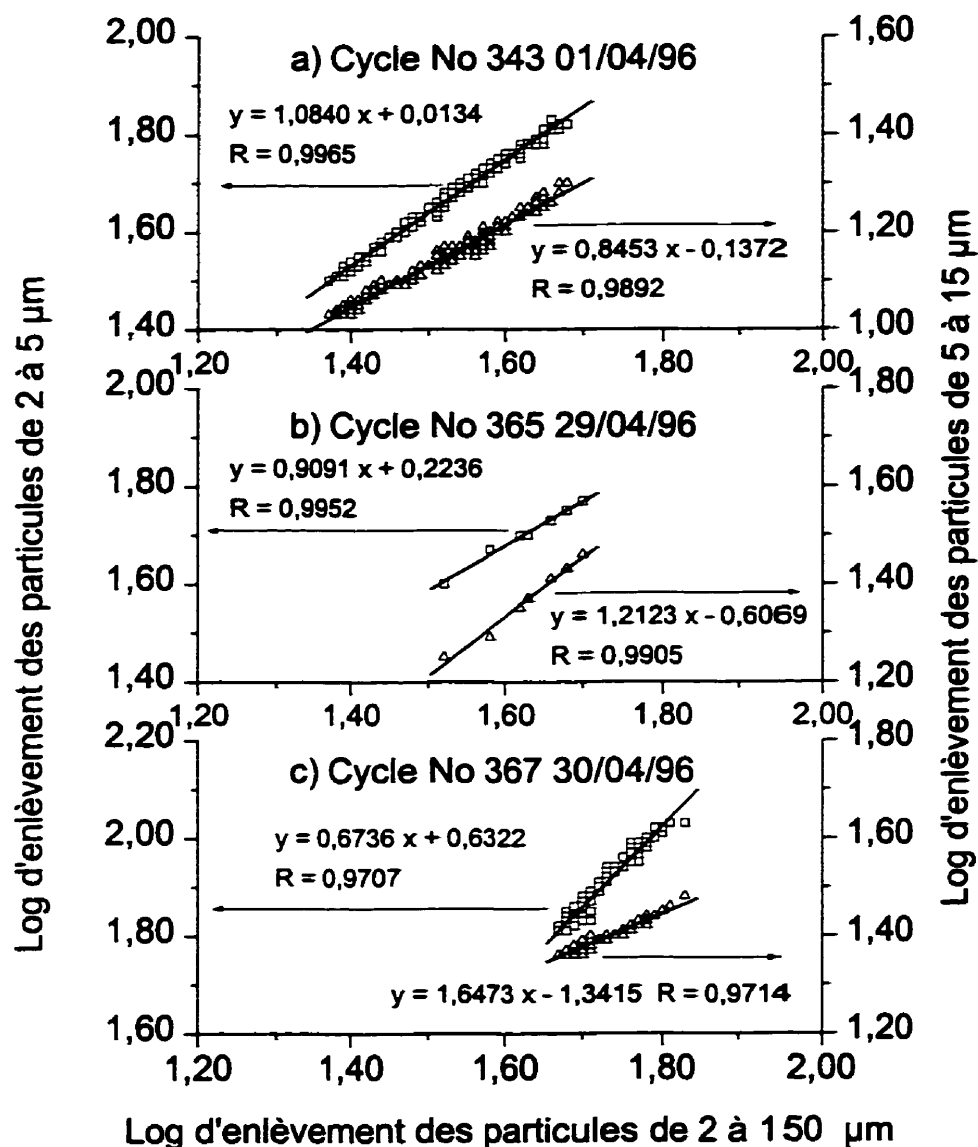


Figure 5. 8 Relation entre les Log d'enlèvement des comptes totaux et ceux des particules de 2 à 5 µm et de 5 à 15 µm: a) cycle No 343, dose de PACl = 4,9 mg/l, turbidité de l'eau brute = 1,15 UTN ; b) cycle No 365, dose de PACl variable, turbidité de l'eau brute = 4,70 UTN ; c) cycle No 367, dose de PACl = 17,5 mg/l, turbidité de l'eau brute = 4,77 UTN.

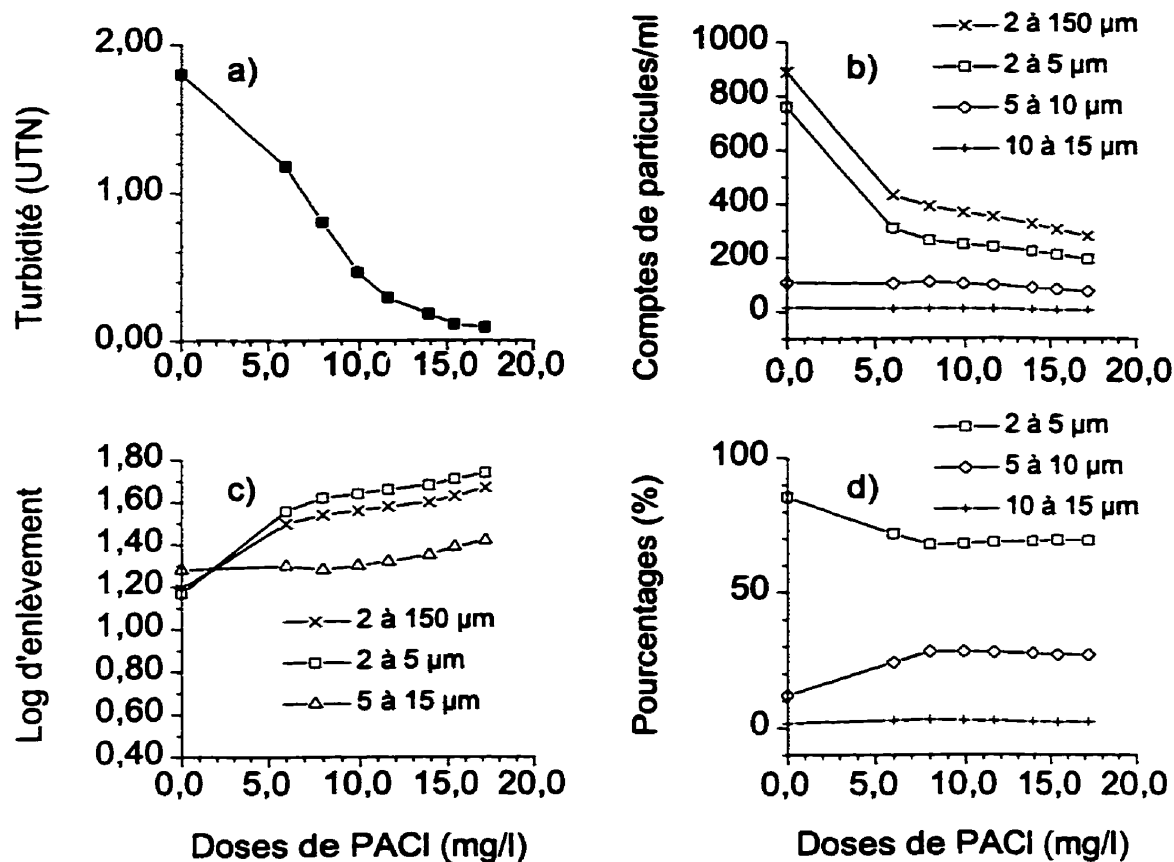


Figure 5. 9 Influence de la dose de PACI sur la qualité de l'eau filtrée , cycle numéro 363, 27/04/96, turbidité de l'eau brute = 4,10 UTN: a) turbidité ; b) comptes de particules ; c) Log d'enlèvement des particules ; d) distribution des particules.

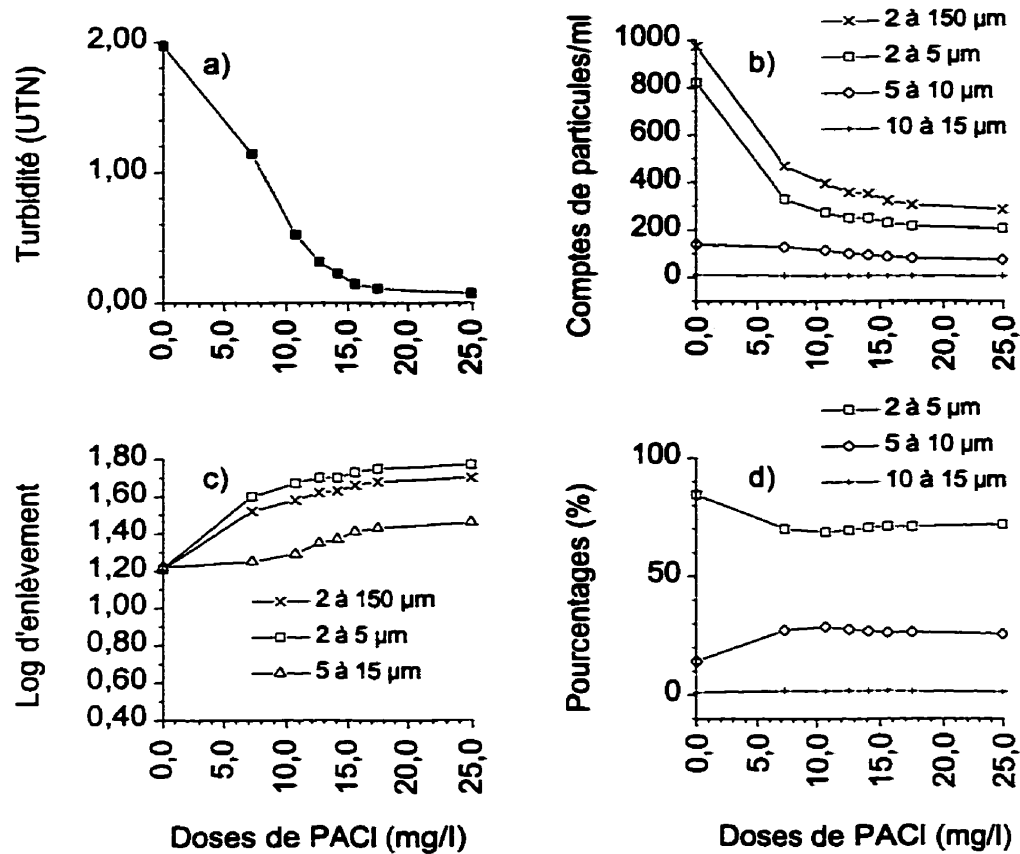


Figure 5.10 Influence de la dose de PACI sur la qualité de l'eau filtrée, cycle numéro 365 29/04/96, turbidité de l'eau brute = 4,70 UTN : a) turbidité; b) comptes de particules; c) Log d'enlèvement des particules ; d) distribution des particules.

5.9 RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AL-ANI, M. Y., HENDRICKS, D. W., LOGSDON, G. S. ET HIBLER, C. P. (1986). Removing *Giardia* kystes from low turbidity waters by rapide rate filtration. Journal of American Water Works Association, 78(5), 66-73.
- COCCAGNA, L. (1989). Direct filtration. Water wastewater and sludge filtration, S. Vigneswaran et Ben-Aim, R., eds., CRC Press, 57-75.
- COLTON, J. F., HILLIS, P. ET FITZPATRICK, C. S. B. (1996). Filter backwash and start-up strategies for enhanced particulate removal. Water Research, 30(10), 2502-2507.
- COMMITTEE REPORT. (1980). The status of direct filtration. Journal of American Water Works Association, 72(7), 405-411.
- CROZES, G. F., KREFT, P. ET PATANIA, N. (1994). Treatment of cold, low turbidity, low alkalinity waters to meet the SWTR Pacific Northwest Experiences. American Water Works Association. Water Quality Technology Conference Proceedings, San Francisco, Californie, 793-815.
- DEGRÉMONT. (1989). Mémento technique de l'eau, Tome 1.
- GOLDGRABE, J. C., SUMMERS, R. S. ET MILTNER, R. J. (1993). Partical removal and head loss development in biological filters. Journal of American Water Works Association, 85(12), 94-106.
- HAAS, C. N., CROCKETT, C. S., ROSE, J. B., GERBA, C. P. ET FAZIL, A. M. (1996). Assessing the Risk Posed by Oocysts in Drinking Water. Journal of American Water Works Association, 88(9), 131-136.
- LeCHEVALLIER, M. W. ET NORTON, W. D. (1992). Examining relationships between particle counts and *Giardia*, *Cryptosporidium* and turbidity. Journal of American Water Works Association, 84(12), 54-60.
- LETTERMAN, R. (1994). Regs change use of turbidity measurements. Opflow, August.
- LIN, S. D. (1985). *Giardia lamblia* and water supply. Journal of American Water Works Association, 77(2), 40-47.

- REGLI, S., ROSE, J. B., HAAS, C. N. ET GERBA, C. P. (1991). Modeling the Risk from *Giardia* and Viruses in Drinking Water. Journal of American Water Works Association, 83(11), 76-84.
- RICE, E. W., FOX, K. R., MILTNER, R. J., LYTLE, D. A. ET JOHNSON, C. H. (1994). A microbiological surrogate for evaluating treatment efficiency. American Water Works Association. Water Quality Technology Conference Proceedings, San Francisco, California, 2035-2045.
- ROSE, J. B. (1988). Occurrence and significance of *Cryptosporidium* in water. Journal of American Water Works Association, 80(2), 53-77.
- WEST, T., DANIEL, P., MEYERHOFER, P., DEGRACA, A. ET GERBA, C. (1994). Evaluation of *Cryptosporidium* removal through high-rate filtration. American Water Works Association. Annual Conference Proceedings, New York, New York, 493-504.

CHAPITRE 6

RELATIONS ENTRE LES COMPTES TOTAUX DE PARTICULES, LES SPORES DE BACTÉRIES SPORULANTES AÉROBIES ET LA TURBIDITÉ

Ce chapitre discute des relations entre les enlèvements des comptes totaux de particules, des spores de bactéries sporulantes et de la turbidité. Les résultats sont développés dans le projet d'article ci-dessous soumis à la revue Journal of Water Services Research and Technology – AQUA.

Relationships between total particle count, aerobic spore-forming bacteria and turbidity in direct filtration

Souleymane NDIONGUE, Raymond DESJARDINS*, Michèle PRÉVOST

École Polytechnique de Montréal, Département des Génies Civil, Géologique et des Mines

Chaire Industrielle CRSNG en Eau Potable, C.P. 6079 – Succursale Centre-Ville, Montréal (Québec), CANADA, H3C 3A7

(e-mail: raymond.desjardins@courrier.polymtl.ca, fax : (514) 340-5918)

6.1 ABSTRACT

Direct filtration tests were carried out on a pilot plant (20 m³/h) in order to examine the relationships between the removal efficiency of the total particle count, the spores of aerobic spore-forming bacteria and turbidity. Samples are taken from the raw water of the St. Lawrence River (Canada), the turbidity of which is between 1 and 5 NTU, and the treatment objective is to maintain the turbidity of the filtered water at a value less than or equal to 0.10 NTU at all times. The treatment comprises a coagulation step using polyaluminium chloride (PACl) or Percol LT35, followed by filtration (10 m/h) on a bilayer filter of sand and activated carbon. The results show that linear correlations exist between the removal of total particle count, aerobic spores and turbidity. There is a progressive increase in the total particle count in filtered water, which begins just after the ripening period of the filter and continues to the end of the filtration cycle. Increase in the aerobic spores is not evident until much later, and there is only a weak increase of the turbidity.

Key words:

Direct filtration, in-line filtration, particle count, turbidity, aerobic spores, drinking water.

6.2 INTRODUCTION

The production of drinking water from surface waters is usually achieved by a conventional treatment that includes coagulation, flocculation, sedimentation, and disinfection. When raw water has low turbidity, low color, and a low content of dissolved organic matter and microorganisms, it is possible to eliminate the sedimentation step. Initially, a small amount of coagulant is added to the water in a rapid mixer, subsequently the water containing the destabilized particles is routed to a flocculation basin if necessary. It is then directed to a granular filter. This process is defined as direct filtration (1).

Giardia lamblia and *Cryptosporidium parvum* are pathogenic protozoa, which, in infected individuals, can cause acute diarrhoea called *Giardiasis* or *Cryptosporidiosis*. These protozoa can only reproduce in the intestines of the people or animals they infect. When they are excreted into the environment, they exist in the form of cysts. These cysts are highly resistant to unfavourable environmental conditions and to chlorination. *Cryptosporidium* oocysts, generally called oocysts because of their spherical or slightly oval shape, have an average diameter of 4 to 5 μm (2), and *Giardia* cysts, which are oval and slightly asymmetrical, measure 8 to 14 μm in length and 7 to 10 μm in width (3).

The transmission of *Giardiasis* and *Cryptosporidiosis* from one host to another occurs through the consumption of contaminated water or food, or through contact with infected individuals or contaminated objects (4). It is important, therefore, to protect sources of

raw water and to ensure effective treatment for the removal or inactivation of these pathogenic protozoa.

In 1993, an epidemic in Milwaukee (Wisconsin, USA) was caused by *Cryptosporidium* oocysts which were transported in large numbers through all the stages of a water treatment plant in the city of Milwaukee. During the epidemic, the water produced did in fact conform to federal and local water quality standards (4). This event clearly demonstrated the limitations of coliform and turbidity measurements in evaluating the quality of the treated water from the point of view of the health of consumers.

The direct measurement of pathogenic protozoan cysts has its problems as well (5, 6). When cysts are present in small quantities, the filtration of large volumes of water is required, the rate of recuperation is low and other particles can interfere during analysis. Furthermore, knowledge about the viability of these cysts and about the dosage required to cause infection is limited. As well, we note a lack of quality assurance, a scarcity of qualified personnel and of laboratories suitably equipped to perform the analysis (5).

The difficulties associated with the direct measurement of pathogenic protozoan cysts and the limitations of indicators like turbidity and coliform count have spawned research focused on finding new indicators which would make it possible to evaluate cyst removal by filtration. Thus, a number of authors have examined the possibility of using particle count or spore concentrations of aerobic bacteria as indicators of treatment performance.

Particle counters are devices which count particles in several size ranges. They are more sensitive to variations in filter performance than turbidimeters (7-10). Significant linear correlations have been observed between the removal of particles larger than 5 μm and that of *Giardia* cysts ($R = 0.879$) and of *Cryptosporidium* oocysts ($R = 0.830$) (11). One study has also shown good correlations between the removal of particles 4 to 7 μm in size and that of *Cryptosporidium* oocysts on the one hand ($R^2 = 0.79$), and between the removal of particles 7 to 11 μm in size and that of *Giardia* cysts on the other ($R^2 = 0.82$) (12). Particle counting seems, then, to be a promising method for evaluating filtration performance.

The spores of aerobic spore-forming bacteria, which are called aerobic spores in this text, are essentially made up of species of the *Bacillus* group. They are elliptical to spherical in shape and measure approximately 0.5 x 1.0 x 2.0 μm , and are known for their resistance to unfavourable environmental conditions (13). They are simple to cultivate, naturally present in surface waters, pose no risk to health and can be followed throughout all treatment steps (6). Because of these properties, aerobic spores have been proposed by a number of authors as a method for evaluating filter performance (13-17).

The principal objective of this work is to demonstrate the effect of direct filtration on removal of aerobic spores, total particle count and turbidity. In particular, we will highlight the effect of two coagulants as well as the effect of the two filter layers: activated carbon and sand.

6.3 EQUIPMENT AND METHODS

Description of the pilot plant

The tests were carried out on a pilot plant of 20 m³/h which includes a coagulation step followed by rapid filtration at 10 m/h. This pilot plant is fed with raw water from the St. Lawrence River (Montreal, Canada). The turbidity at the raw water intake is generally less than 2 NTU, except during short periods in late fall (November or December) and in the spring (April or May). During these periods, turbidity can reach 6 NTU, or even more, during a one- or two-week period.

The treatment objective at the pilot plant is to maintain the turbidity of the filtered water at a value equal to or less than 0.10 NTU at all times. The total head loss acceptable across the filter is 225 cm. Beyond this value, filtration must be stopped and the filter medium backwashed.

The results presented in this article were obtained during the months of April and December 1996. Polyaluminium chloride (PACl)^{*} was used as the coagulant for the tests carried out in April. The PACl was injected into the raw water upstream of a *Greey Lightnin Model 50 ST4*[†] static mixer. The coagulated water was directly routed to the

^{*} STERNSON CHEMICAL PRODUCTS DIVISION. 403 Boul. Lebeau, St. Laurent, Québec, H4N 1S2 Canada

[†] GREEY LIGHTNIN. c/o NORTEC S.G.S INC. 3300 Cavendish, Suite 230, Montréal, Québec, H4B 2M8 Canada

filter. The filter medium was composed of a layer of sand 42 cm thick overlaid with a 93-cm layer of activated carbon. The effective diameter (D_E) and the coefficient of uniformity (CU) of the sand were 0.42 mm and 1.30 respectively. The D_E and the CU of the activated carbon were 0.97 mm and 1.42 respectively. Pilot tests have indicated that when the required PACl dosages are added to produce filtered water with a turbidity less than or equal to 0.10 NTU, the duration of the filtration cycles is short, typically between 11.5 and 24 hours.

Based on these results, a small flocculation basin was installed before the filter. This basin was made up of two compartments arranged in series, each equipped with a mechanical mixer. The volume of water and the residence time in each compartment were respectively 0.48 m³ and 0.82 min. In addition, the sand in the filter was replaced by a coarser sand, with a D_E of 0.60 mm and a CU of 1.40. The thickness of sand and activated carbon layers were reduced to 34.5 and 77.0 cm respectively. During December 1996, tests were performed with another coagulant, a synthetic organic polyelectrolyte, Percol LT 35[†]. This product makes it possible to maintain the turbidity of the filtered water at a value less than or equal to 0.10 NTU, while at the same time lengthening the filtration cycle to about 40 h. The Percol LT 35 was injected upstream of the flocculation basin.

[†] ALLIED COLLOIDS (CANADA) INC. 11 Automatic Road, Brampton, Ontario, L6S 4K6 Canada

The filtration speed, which was 10 m/h, was controlled by a pump and a modulating valve installed on the filtered water conduit. The surface of the filter measured 2 m². The height of submersion above the filter medium was maintained constant at 90 cm with the aid of an overflow.

Description of the measurement equipment and analysis methods

Turbidity

The turbidity of the raw water was measured continuously with a *Hach Surface Scater 6* turbidimeter[§], while that of the filtered water was measured continuously with a *Hach Ratio 2000*[§] turbidimeter. The results were recorded every 30 minutes for the raw water and every 5 minutes for the filtered water. A laboratory turbidimeter, *Hach Ratio 18900*[§], installed near the filter, was used to measure the turbidity of the samples taken at various depths in the filter. This instrument also makes it possible to verify and validate the measurements of turbidimeters that function continuously. The turbidimeters were calibrated in accordance with the directions of the manufacturer.

[§] John Meunier Inc. 6290 Périnault, Montréal, Québec, H4K 1K5 Canada

Particle count

Two *Hiac Royco* model VC-OL25^{**} particle counters, and two *Hiac Royco* model VC-OL60^{**} particle counters were used for the study. One model VC-OL25 counter was installed at the inflow of the filter and the other in the middle of the carbon layer, and one model VC-OL60 counter was installed at the bottom of the carbon layer and the other at the outflow of the filter.

The model VC-OL25 functions with a nominal flow of 25 ml/min. It is designed to measure the size of particles in samples of raw water. The model VC-OL60 functions with a nominal flow of 60 ml/min and is used to measure the size of particles in samples of filtered water.

Both models of counter can detect particles between 2 and 400 μm in size. However, the screen installed at the inflow of each counter limits the maximal particle size to 150 μm . The particles are counted and classified into four channels : particles larger than 2 μm , 5 μm , 10 μm and 15 μm . The flow of the sample is measured with the aid of a flowmeter incorporated into the particle counter and is displayed in ml/min. The concentration of the particles in the sample is calculated based on the particle count and on the flow measured by the counter. The flowmeter is calibrated in accordance with the procedure recommended by the manufacturer.

^{**} Pacific Scientific. 11801 Tech Road, Silver Spring , Maryland 20904-1909 USA

The counters were first calibrated by the manufacturer prior to delivery. The second calibration was carried out on-site (96/09/19) by *Inter Basic Resources Inc. (IBR)*^{††}. Since calibration uses spheres of controlled diameter with little or no variance, the sizes of the particles measured by the counters will therefore correspond to those of spheres that block the same amount of light as the spheres used in calibration.

The particle counters were connected to a computer running *AccuCount*^{‡‡} software to enable automatic data acquisition. With *AccuCount*, it is possible to observe the evolution of the particle count and Log removal as a function of the time of filtration. *AccuCount* also provides the particle count per ml for each minute, or for a longer time interval selected by the user. The data are then exported on *Microsoft Excel* spread sheets by means of a macro.

Aerobic spores

The method used for enumerating the aerobic spores was the one proposed by Barbeau (18). The water was sampled in sterile bottles. The samples were first pasteurized at 75°C for 15 minutes. They were subsequently chilled, and then filtered on a Millipore 0.45 µm membrane filter. The filter was then placed in a Petri dish containing a pad soaked with *Trypticase Soy Broth* (TSB) culture medium, and incubated at 35°C for 24

^{††} Inter Basic Resources Inc. 11599 Morissey Rd. P.O. Box 250, Grass Lake, Michigan 49240 USA.

^{‡‡} Pacific Scientific. 11801 Tech Road, Silver Spring , Maryland 20904 USA.

hours. Following incubation, the colony-forming units were counted. The tests were performed in duplicate.

Table 6.1 summarizes the sampling details. The removal of particles of the size of *Giardia* and *Cryptosporidium* oocysts is generally expressed in terms of "Log removal". For filtration, the "Log removal" of particles is defined as the difference between the decimal logarithms of the particle count at the inflow and at the outflow of the filter. In this study, the removal of particles is always expressed in the form of Log removal.

6.4 RESULTS AND DISCUSSION

Fig. 6.1 shows the correlation between the removal of turbidity and the removal of aerobic spores. The data in Fig. 6.1a are from the tests using PACl or Percol LT35. The linear regression model of Fig. 6.1b includes only data from the filtration cycles using PACl, and Fig. 6.1c includes only data from the cycles using Percol LT35. A high linear correlation is found between turbidity removal and aerobic spore removal, the coefficient R is 0.933 for all the pilot-plant trials ($n = 31$), 0.943 for the tests using PACl ($n = 21$), and 0.950 for the tests using Percol LT35 ($n = 10$). Therefore, a reduction in turbidity implies a corresponding efficient removal of aerobic spores. The size of aerobic spores is far less than the size of the *Giardia* cysts or the *Cryptosporidium* oocysts, thus as turbidity is eliminated, so are the cysts. However, turbidity is a gross parameter that is not sensitive enough to monitor small variations in the filtered water quality. A small

increase in the filtered water turbidity could correspond to a high increase in particle count in the filtered water (9).

Correlations between particle removal and aerobic spore removal are shown in Fig. 6.2. Low correlations were observed when linear regression is calculated for all pilot plant trials (Fig. 6.2a, $R = 0.657$, $n = 34$) or for tests using PACl only (Fig. 6.2b, $R = 0.633$, $n = 21$). It is possible that the high dosages of PACl injected, to produce water with a low turbidity (0.10 NTU), result in the presence of floc particles in the effluent of the filter, which give a false low value of the particle Log reduction. High correlation exists between the removal of particles and the removal of aerobic spores for the tests using Percol LT35 only (Fig. 6.2c, $R = 0.883$, $n = 13$). Particle removal is used as an indicator of cyst and oocyst removal effectiveness. The correlations between particle removal and aerobic spore removal imply that aerobic spore removal may also be used to assess cyst and oocyst removal.

Monitoring the quality of the water as a function of depth in the filter medium

During a cycle monitored on 96/04/23, in which 10.0 mg/l of PACl were used, samples were taken from the raw water, at two depths in the activated carbon (49 cm and 88 cm), and from the filtered water; therefore three layers of filter medium are considered. The first two, which are 49 and 39 cm thick, are in the carbon, and the third, which is 47 cm thick, includes the entire layer of the sand and the interface between the sand and the carbon.

Fig. 6.3a shows the variation of the total particle count, of the turbidity and of the aerobic spores as a function of depth in the filter medium. In this figure, the first and the last points appear to be coincident. Note however that this is purely coincidental since the scales for all three curves are different. Turbidity, aerobic spores, and particle count are significantly reduced by the two layers in the carbon. In the sand layer, the removal of turbidity and aerobic spores remains satisfactory, particle removal however is poor.

The variation of the cumulative Log removal as a function of depth in the filter medium is shown in Fig. 6.3b. The cumulative Log removal is calculated based on the results of the measurements carried out on the raw water and at the sampling point selected. For all sampling points, the cumulative Log removal of particles is higher than the cumulative Log removal of aerobic spores; however, when the water infiltrates into the sand, the increase in the cumulative Log removal of the total particle count is less than that of the aerobic spores. The cumulative Log removal of turbidity is always the lowest of the three parameters.

The Log removal of each layer of the filter medium is illustrated in Fig. 6.3c. For a given layer, the Log removal is calculated based on the measurements taken at the inflow and at the outflow of the layer. In the two carbon layers, particle Log removal is the highest followed by aerobic spores with Log removal of turbidity being the lowest. On the contrary, in the third layer of the filter medium, the Log removal of the aerobic spores and of the turbidity (which are about equal) are much higher than that of the total particle

count. This is true even though at inflow to the layer, the total particle count (40 300 particles/100 ml) is much higher than the number of aerobic spores (230 UFC/100 ml). In addition, the aerobic spores that are smaller than the particles that are larger than 2 μm are more difficult to remove by filtration.

Flocculation in the pores of the sand and detachment of the flocs that had been retained on the surface of the grains may be advanced as hypotheses to explain why the Log removal of particles in the sand layer is lower. Since the sand is fine, floc is essentially removed in the first few centimeters of the filter medium, which thus becomes a zone of intense flocculation. It is therefore possible that the flocculation of particles smaller than 2 μm produces larger particles detectable by the counter. This increases the number of particles measured in the filter effluent and reduces the Log removal. In addition, the accumulation of flocs, especially in the first few centimeters of the sand, reduces the porosity of the filter medium, which in turn increases the interstitial flow velocity. Thus, flocs previously retained on the surface of the grains of sand may be detached and entrained into the filtered water flow, with the result that the Log removal of particle count is lower.

The fact that the Log removal of aerobic spores by layer does not vary in the same way as the total particle count is consistent with the flocculation hypothesis. The agglomeration of small particles to produce measurable flocs increases the total particle count in the filtered water on the one hand, but may reduce the number of spores on the other. This may be explained by the fact that a number of aerobic spores may be retained in a floc, and, since there is no homogenization in the measurement method, this floc will yield only one colony, which would underestimate the number of colonies in the filtered water.

The fact that the removal of turbidity does not vary in the same way as the removal of particle count may be explained by the dependence of turbidity measures on the size of the particles present in the water and by the greater precision of the particle counters, which are more sensitive to variations in the performance of filters than turbidimeters (7-10). It has been shown that turbidity is a function of the size of the particles present in the water (19). Turbidity is maximum when the diameter of the particles is about 0.3 μm . This implies that for a given mass of particle concentration in the water, the turbidity is lower when the particles are larger or smaller than 0.3 μm . Considering the flocculation hypothesis, it is possible that particles of about 0.3 μm flocculate to yield a size of floc that has less effect on turbidity. Based on the detachment hypothesis, the small particles responsible for turbidity may agglomerate with the flocs removed from the grains of the sand and produce particles which have little effect on turbidity, thereby resulting in a possible lowering of turbidity values.

Fig. 6.3d shows the relationships between the removal of the aerobic spores and the removal of the total particle count or of the turbidity. There is a linear correlation between the removal of aerobic spores and turbidity ($R=0.9998$), and between the removal of aerobic spores and total particle count ($R=0.922$), but the regression is based on only three points. The correlation between aerobic spore removal and the removal of total particle count appears to be less satisfactory than that between the aerobic spores and turbidity. This may be due to the increase in the number of particles in the sand layer, which was discussed earlier. A trial performed on 96/04/24, but not reported in this paper, confirms the conclusions drawn from the 96/04/23 test (Fig. 6.3).

Fig. 6.4 illustrates the results of a test carried out to monitor the quality of the water as a function of the depth of the filter medium when Percol LT35 is used as the coagulant. Again, there is a linear correlation between the removal of aerobic spores and the removal of turbidity (Fig. 6.4d, $R=0.998$, $n = 3$) or the removal of total particle count (Fig. 6.4d, $R=0.982$, $n = 3$). For particles, there is a better correlation than was the case in the tests performed with PACl (Fig. 6.3d). Furthermore, the lowering of the rate of removal of particles when the water infiltrates into the sand seems less perceptible (Fig. 6.4a). For the sand layer (Fig. 6.4d), the Log removal of turbidity and aerobic spores increases and is larger than those of the total particle count. It must be emphasized that for this test, in addition to the difference between the coagulants used, the sand was replaced by a coarser sand. The conclusions of the Percol LT 35 trial are consistent with those of the PACl trial discussed earlier.

Monitoring the evolution of the quality of the filtered water

Fig. 6.5 shows the evolution of the quality of the filtered water during the first three hours of a filtration cycle using PACl. During the period that follows backwashing of the filter, there is a peak followed by a continual improvement in the quality of the filtered water measured by turbidity, particle count and aerobic spores. After this period, which is defined as filter ripening and lasts for about one hour in this example, the total particle count increases slightly in the filtered water (from 255 to 286 particles larger than $2\text{ }\mu\text{m/ml}$), while the turbidity and the aerobic spores, which vary in a similar fashion, seem to stabilize (Fig. 6.5c). There is a correlation between the removal of aerobic spores and the removal of turbidity ($R=0.961$, Fig. 6.5d); however, the correlation between the removal of aerobic spores and the removal of the total particle count seems to be weak ($R=0.644$, Fig. 6.5d). Fig. 6.6 shows the evolution of the quality of the filtered water during the first 8 hours of filtration of another cycle using PACl. As was the case in Fig. 6.5, there is a marginal increase in total particle count (from 235 to 298 particles larger than $2\text{ }\mu\text{m/ml}$), while the turbidity and the aerobic spores tend towards stabilization. Because the aerobic spores and the total particle count do not vary in the same way, after about 8 hours of filtration, the Log removal of aerobic spores is slightly larger than that of the total particle count (Fig. 6.6b), while at the inflow the total particle count is much larger than those of the aerobic spores (Fig. 6.6a). There is also a linear correlation between the removal of the aerobic spores and the removal of turbidity

($R=0.951$, Fig. 6.6d), but the correlation between the removal of aerobic spores and the removal of particles seems to be weak ($R=0.602$, Fig. 6.6d).

Fig. 6.7 presents the results of monitoring the evolution of the quality of the filtered water for about 40 hours when Percol LT35 was used. Although there was a slight improvement in the quality of the raw water towards the end of the cycle (Fig. 6.7a), the aerobic spores and the total particle count increase considerably in the filtered water, while turbidity increases slightly. The correlation between the removal of the particles and the removal of the aerobic spores improved ($R=0.880$, Fig. 6.7d), while the correlation between aerobic spores and turbidity dropped ($R=0.735$, Fig. 6.7d).

In summary, Fig. 6.5 and 6.6 show that, during the first 3 hours of filtration and immediately following the filter ripening, there is a continual increase in particle count in the filtered water, while turbidity and aerobic spores tend towards stabilization. For a longer period of observation (40 h), the degradation of the quality of the filtered water is well illustrated by aerobic spores and total particle count, and poorly shown by turbidity. The small variations in turbidity confirm the conclusions of the authors (7-10), who have shown that turbidity is less sensitive than particle count for detecting small variations in the quality of filtered water. The tests show that, in terms of sensitivity, aerobic spores fall between turbidity and total particle count. This is because it was the particle count that first revealed the beginning of degradation of the quality of the filtered water. When

the filtration cycle was more advanced, the degradation of the quality of the filtered water was more readily perceived based on aerobic spores than on turbidity.

The continual increase in the number of particles in the filtered water may be explained by the detachment of the previously retained flocs and by flocculation in the pores of the filter medium. During filtration, the particles accumulate on the surface of the grains of the filter medium. The deposits reduce the volume of the pores, thereby increasing the interstitial flow velocity, which in turn makes it possible for the flocs to go into suspension and be pulled into the filtered water flow. At the beginning of the filtration cycle, this phenomenon is less significant since the filter is still relatively clean, which is why the aerobic spores that seem less sensitive than the particle count do not show it. By contrast, when the filtration cycle is more advanced and the filter is moving towards the breakthrough point, detachment is such a major event that it is revealed by the aerobic spores and by the particle count as well.

6.5 CONCLUSIONS

- When PACl is used, a poor linear regression between the Log removal of the aerobic spores and the Log removal of the particles is observed. It is possible that high dosages of coagulant used to produce a low turbidity (less than 0.10 NTU) result in the presence of flocs in the filter effluent. This generates a false low value for the Log reduction of particles.

- When Percol LT35 is used, a good linear correlation between the Log removal of aerobic spores and the Log removal of total particle count is observed. This implies that the removal of aerobic spores may be used as indicator of the removal of the cyst-sized particles.
- All tests reveal a linear correlation between the removal of aerobic spores and the elimination of turbidity.
- Monitoring the evolution of the quality of the filtered water reveals that particle count is more indicative of water quality variation than with aerobic spore count or turbidity level. Turbidity level is the least sensitive of the three parameters.
- Additional research is needed to optimize the direct filtration process in order to avoid any presence of floc in the filtered water.

6.6 ACKNOWLEDGEMENTS

This study was carried out in conjunction with research projects carried out by the NSERC Industrial Chair on Drinking Water of the École Polytechnique de Montréal. The authors thank the NSERC and the City of Montréal for their financial support. The collaboration of the staff at the Atwater Plant (Ville de Montréal), of Denis Allard, Technician, and Jacinthe Mailly, a Chair Research Associate, are particularly deserving of our appreciation.

6.7 REFERENCES

- 1 Culp RL. Direct filtration. *J Am Water Works Assoc* 1977; **69**(7): 375-378.
- 2 Rose JB. Occurrence and significance of *Cryptosporidium* in water. *J Am Water Works Assoc* 1988; **80**(2): 53-77.
- 3 Lin SD. *Giardia lamblia* and water supply. *J Am Water Works Assoc* 1985; **77**(2): 40-47.
- 4 Solo-Gabriele H, Neumeister S. US outbreaks of *Cryptosporidiosis*. *J Am Water Works Assoc* 1996; **88**(9): 76-86.
- 5 Bellamy WD, Cleasby JL, Logsdon GS, Allen MJ. Assessing treatment plant performance. *J Am Water Works Assoc* 1993; **85**(12): 34-38.
- 6 Rice EW, Fox KR, Miltner RJ, Lytle DA, Johnson CH. A microbiological surrogate for evaluating treatment efficiency. *American Water Works Association. Water Quality Technology Conference Proceedings*. San Francisco, California, 1994: 2035-2045.
- 7 Beard II JD, Tanaka TS. A comparison of particle counting and nephelometry. *J Am Water Works Assoc* 1977; **69**(10): 533-538.
- 8 Goldgrabe JC, Summers RS, Miltner RJ. Partical removal and head loss development in biological filters. *J Am Water Works Assoc* 1993; **85**(12): 94-106.
- 9 Hargesheimer EE, Lewis CM, Yentsch CM. *Evaluation of particle counting as a measure of treatment plant performance*. Denver, Colorado: American Water Works Research Foundation and American Water Works Association, 1992.

- 10 McTigue NE, Cornwell DA. The use of particle counting for the evaluation of filter performance. *American Water Works Association. Seminar on filtration: Meeting new standards*. Denver, Colorado, 1988: 47-76.
- 11 LeChevallier MW, Norton WD. Examining relationships between particle counts and *Giardia*, *Cryptosporidium* and turbidity. *J Am Water Works Assoc* 1992; 84(12): 54-60.
- 12 Nieminski EC, Ongerth JE. Removing *Giardia* and *Cryptosporidium* by conventional treatment and direct filtration. *J Am Water Works Assoc* 1995; 87: 96-106.
- 13 Rice EW, Fox KR, Miltner RJ, Lytle DA, Johnson CH. J. Evaluating plant performance with endospores. *J Am Water Works Assoc* 1996; 88(9): 122-130.
- 14 Lytle DA, Fox KR, Rice EW, Owens J, Johnson CH. The use of aerobic spore forming bacteria for evaluating drinking water treatment performance. *American Water Works Association. Annual Conference Proceedings*. Toronto, Ontario, 1996.
- 15 Barbeau B. *Évaluation des bactéries sporulantes aérobies comme indicateur de l'efficacité du traitement d'une filière d'eau potable* [Mémoire de maîtrise ès sciences appliquées]. Montréal, Canada: École Polytechnique de Montréal, 1996.
- 16 Coallier J, Prévost M, Barbeau B, Boulos L, Desjardins R. Full scale physical and chemical removals of a fast response and economic microbial indicator. *American*

Water Works Association. Water Quality Technology Conference Proceedings.

Boston, Massachusetts, 1996.

- 17 Jakubowski W, Boutros S, Faber R, Ghiorse W, LeChevallier M, Rose J, Schaub S, Singh A, Stewart M. Environmental methods for *Cryptosporidium*. *J Am Water Works Assoc* 1996; **88**(8): 107-121.
- 18 Barbeau B, Boulos L, Desjardins R, Coallier J, Duchesne D. A modified method for the enumeration of aerobic spore-forming bacteria. *Can J Microbiol* 1997; **43**: 976-980.
- 19 Sigrist W. Verwertung neuester Erkenntnisse in der Trübungsmessung, dargestellt am Beispiel Sigrist-Photometers. *Vom Wasser* 1975; **44**: 187-201.

Tableau 6. 1 Details of sampling campaign for aerobic spores, turbidity and total particle counts.

Date	Number of filter run	Coagulant	Dosage (mg/l)	Sampling points	Filtration time (h:min)	Raw water turbidity* (UTN)	Filtered water turbidity* (UTN)
96-04-23	358	PACI	10.0	raw water 49 cm down in carbon 88 cm down in carbon filtered water	02:00	2.16	0.13
96-04-24	359	PACI	10.0	raw water 49 cm down in carbon 88 cm down in carbon filtered water	01:00	2.44	0.13
96-04-25	361	PACI	10.0	raw and filtered water	0:05, 0:10, 0:15, 0:20 0:30, 1:00, 2:00, 3:00	3.77	0.21
96-04-30	367	PACI	17.5	raw and filtered water	0:05, 0:10, 0:15, 0:30 1:00, 4:00, 8:00	4.77	0.09
96-12-04	580	Percol LT35	0.12	raw water 37,7 cm down in carbon 75,5 cm down in carbon filtered water	40:19	0.90	0.07
96-12-04	582	Percol LT35	0.12	raw and filtered water	0:10, 0:16, 0:24, 0:31 1:06, 3:01, 24:00	1.06	0.07
96-12-16	585	Percol LT35	0.16	raw and filtered water	01:00	1.50	0.13
96-12-17	585	Percol LT35	0.16	raw and filtered water	17:01		
96-12-18	585	Percol LT35	0.24	raw and filtered water	41:05		

* The value of turbidity indicated is the average for the filter run.

Data of the first 30 min of filtration are not included in the average calculation.

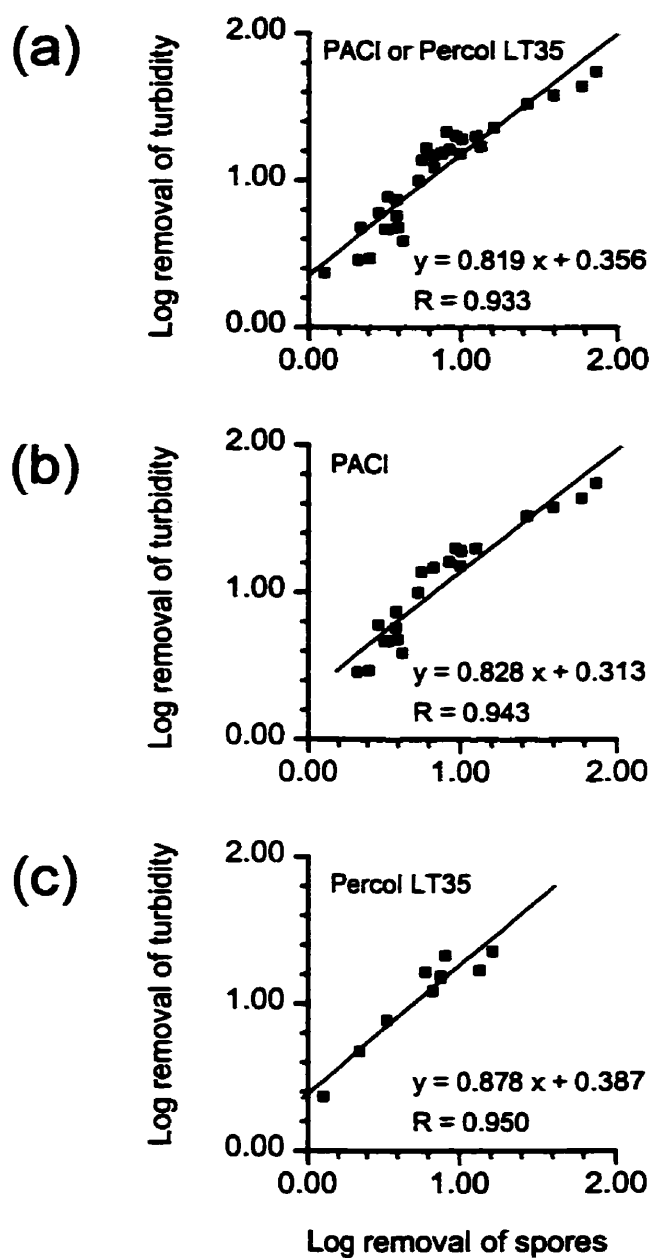


Figure 6. 1 Relationship between the removal of aerobic spores and the removal of turbidity: a) data from all trials, b) data from trials using PACI only, c) data from trials using Percol LT35 only.

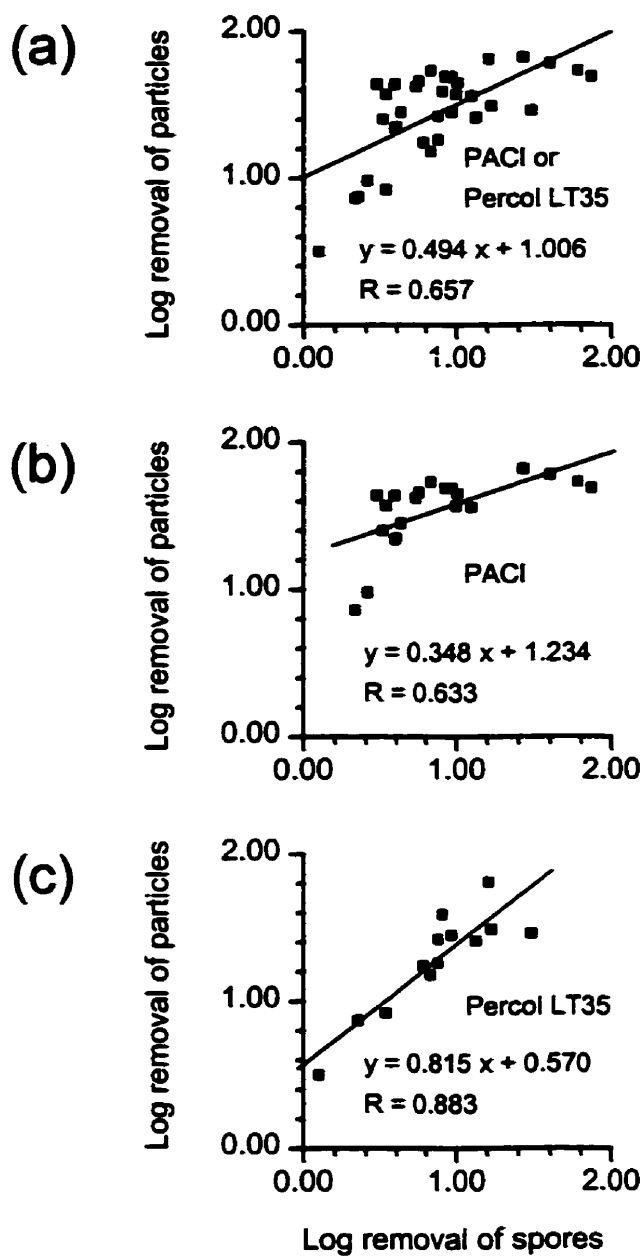


Figure 6. 2 Relationship between the removal of aerobic spores and the removal of total particle count: a) data from all trials, b) data from trials using PACI only, c) data from trials using Percol LT35 only.

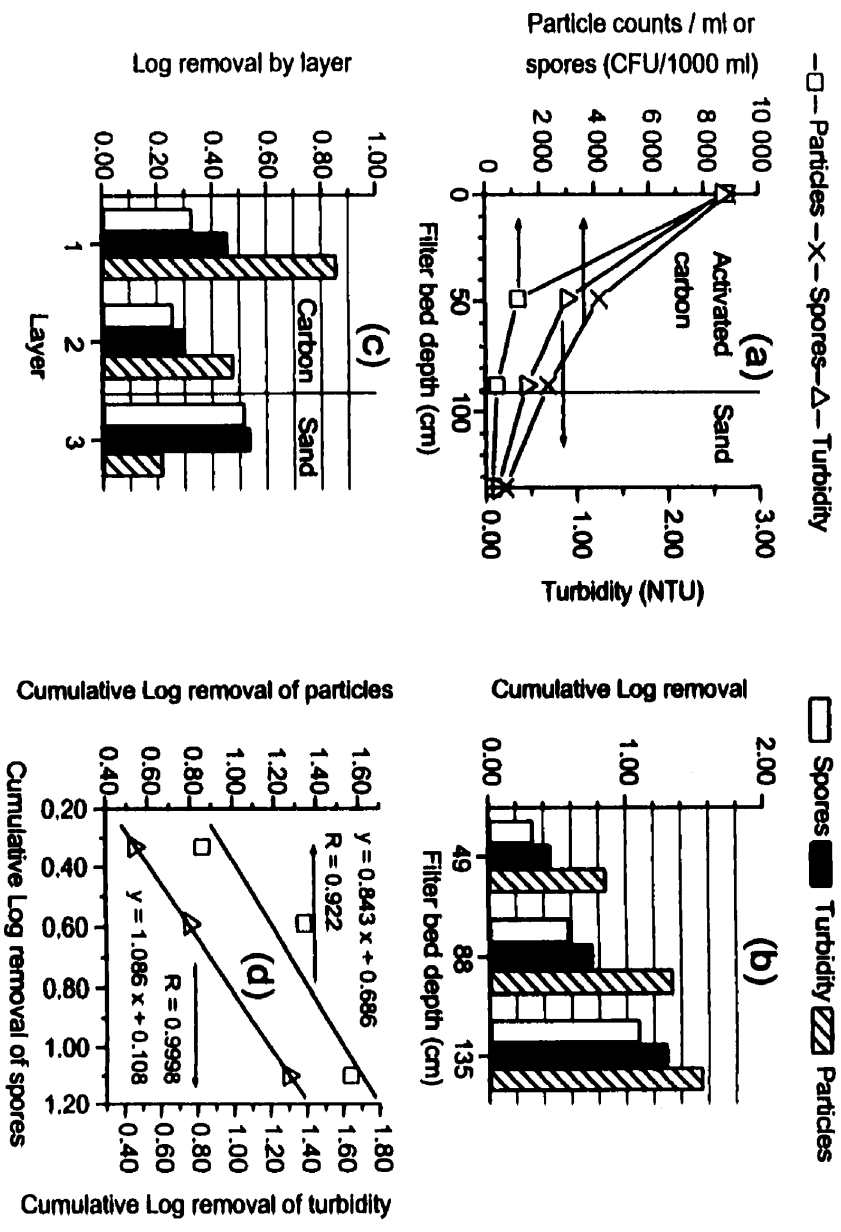


Figure 6.3

Monitoring the quality of the water as a function of depth in the filter medium, after 2 h of filtration, cycle No 358, PACl 10.0 mg/l, 96/04/23:

a) variation of the total particle count, turbidity and aerobic spores,
b) cumulative removal, c) removal by the layers of filter medium
d) relationship between the removal of aerobic spores and the removal of total particle count or turbidity.

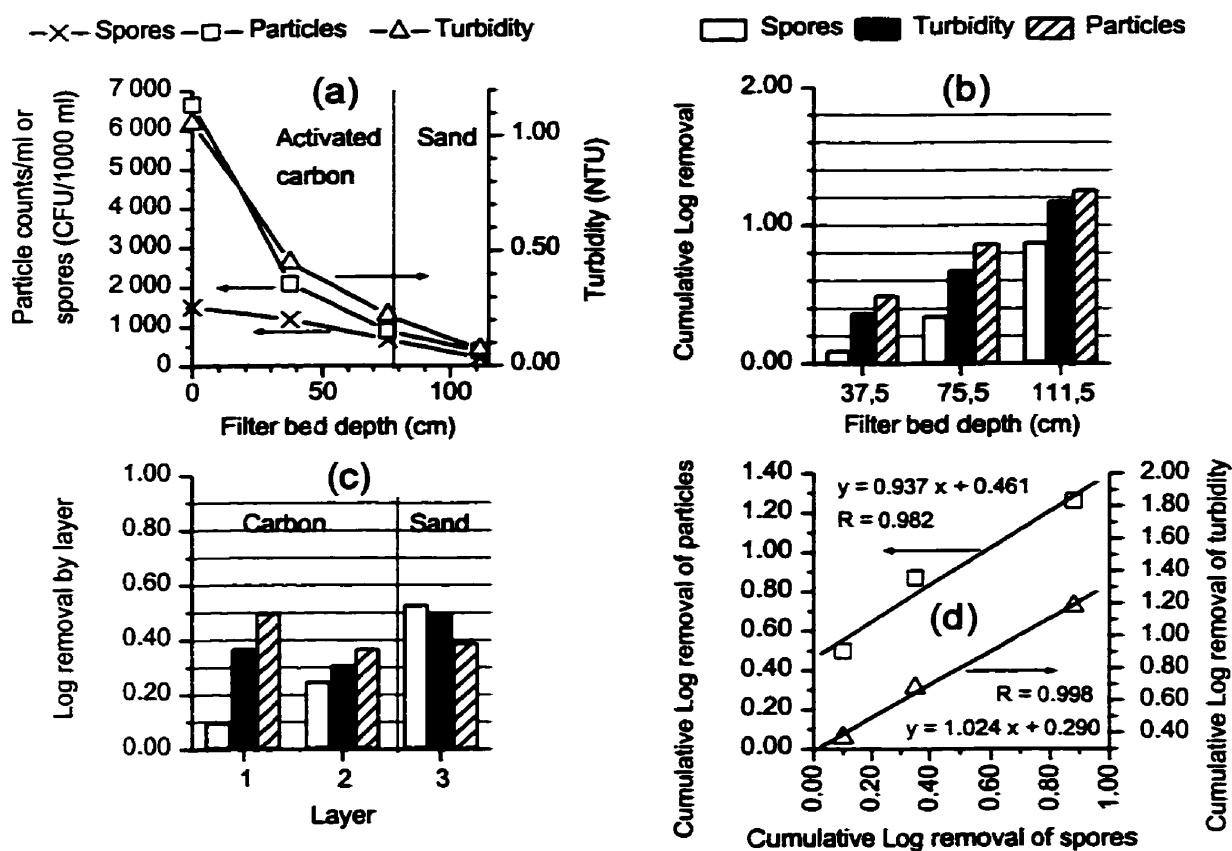


Figure 6. 4 Monitoring the quality of the water as a function of depth in the filter medium, after 40h19 of filtration, cycle No 580, Percol LT 35, 0.12 mg/l, 96/12/02: a) variation of the total particle count, turbidity and aerobic spores, b) cumulative removal, c) removal by the layers of filter medium d) relationship between the removal of aerobic spores and the removal of total particle count or turbidity.

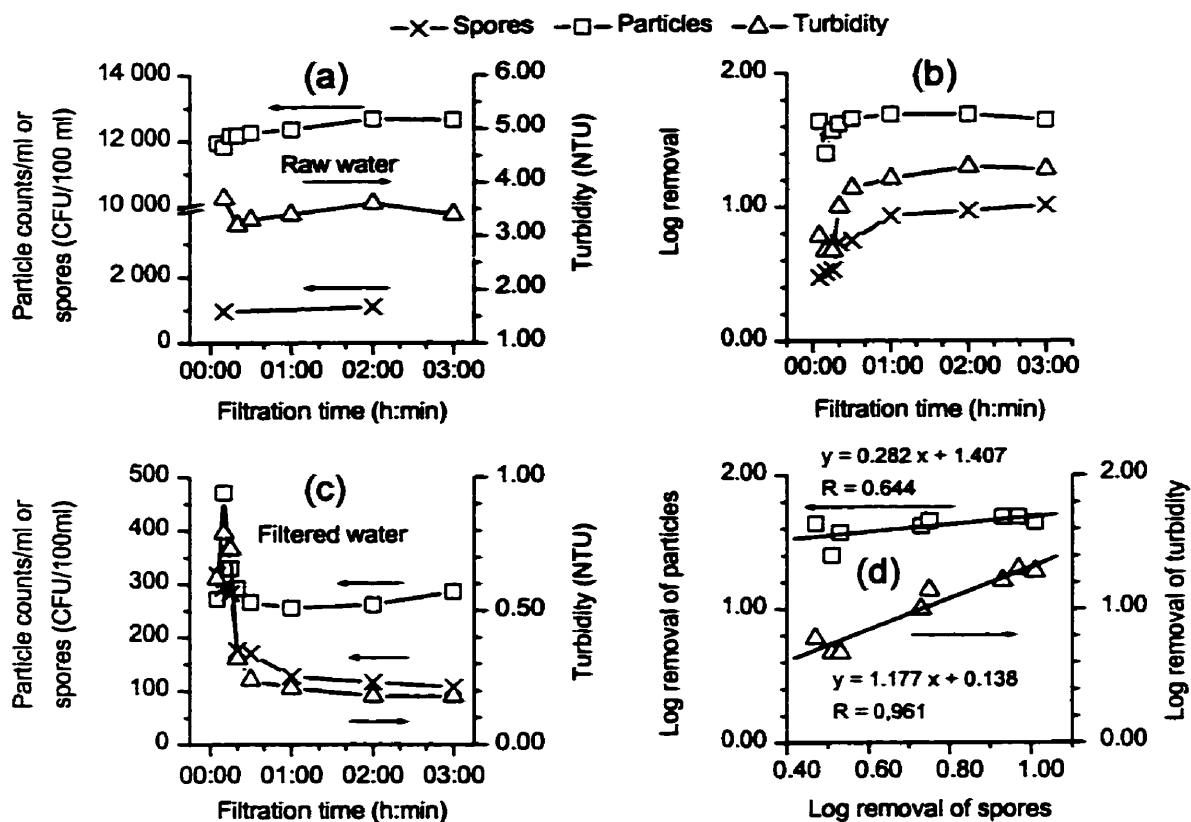


Figure 6.5 Monitoring the evolution of total particle count, aerobic spores and turbidity during the first 3 h of filtration, cycle No 361, PACl 10.1 mg/l, 96/04/25: a) raw water, b) Log removal, c) filtered water, d) relationship between the removal of aerobic spores and the removal of total particle count or turbidity.

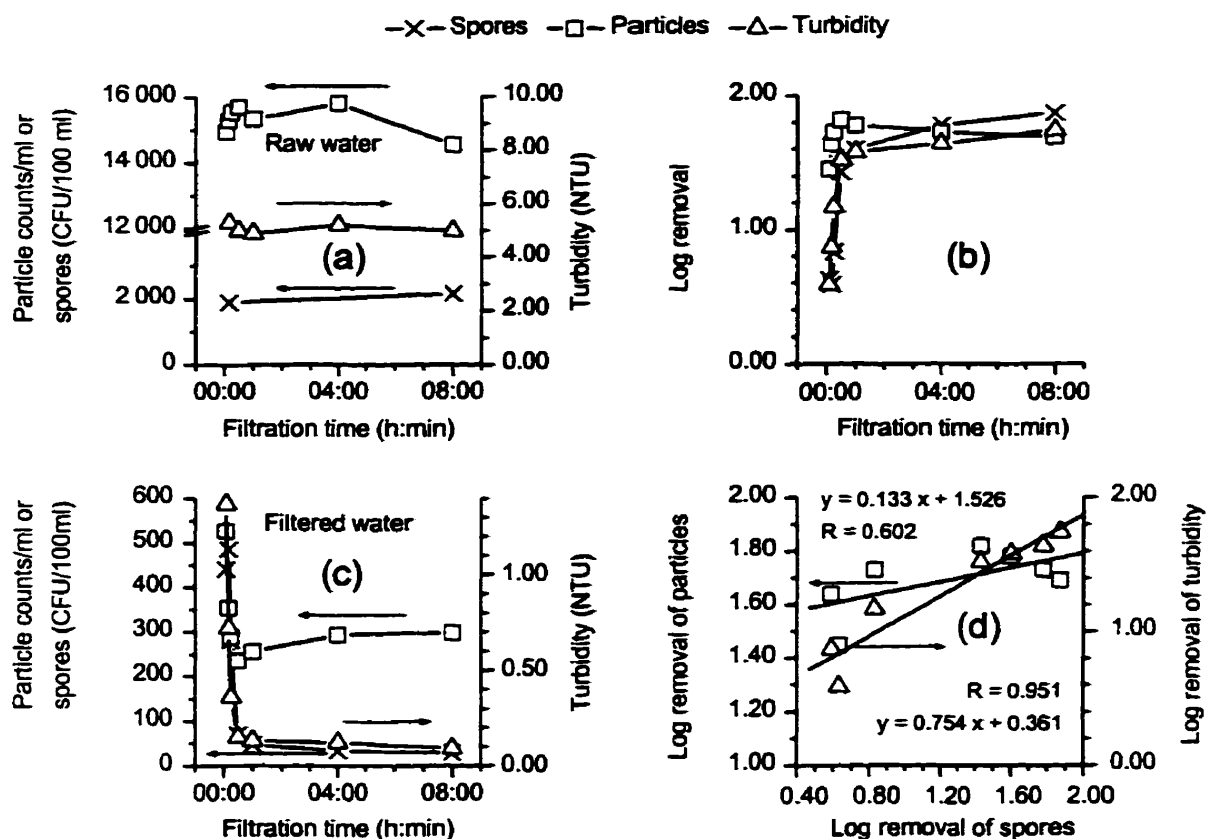


Figure 6. 6 Monitoring the evolution of total particle count, aerobic spores and turbidity, cycle No 367, PACl 17.5 mg/l, 96/04/30: a) raw water, b) Log removal, c) filtered water, d) relationship between the removal of aerobic spores and the removal of total particle count or turbidity.

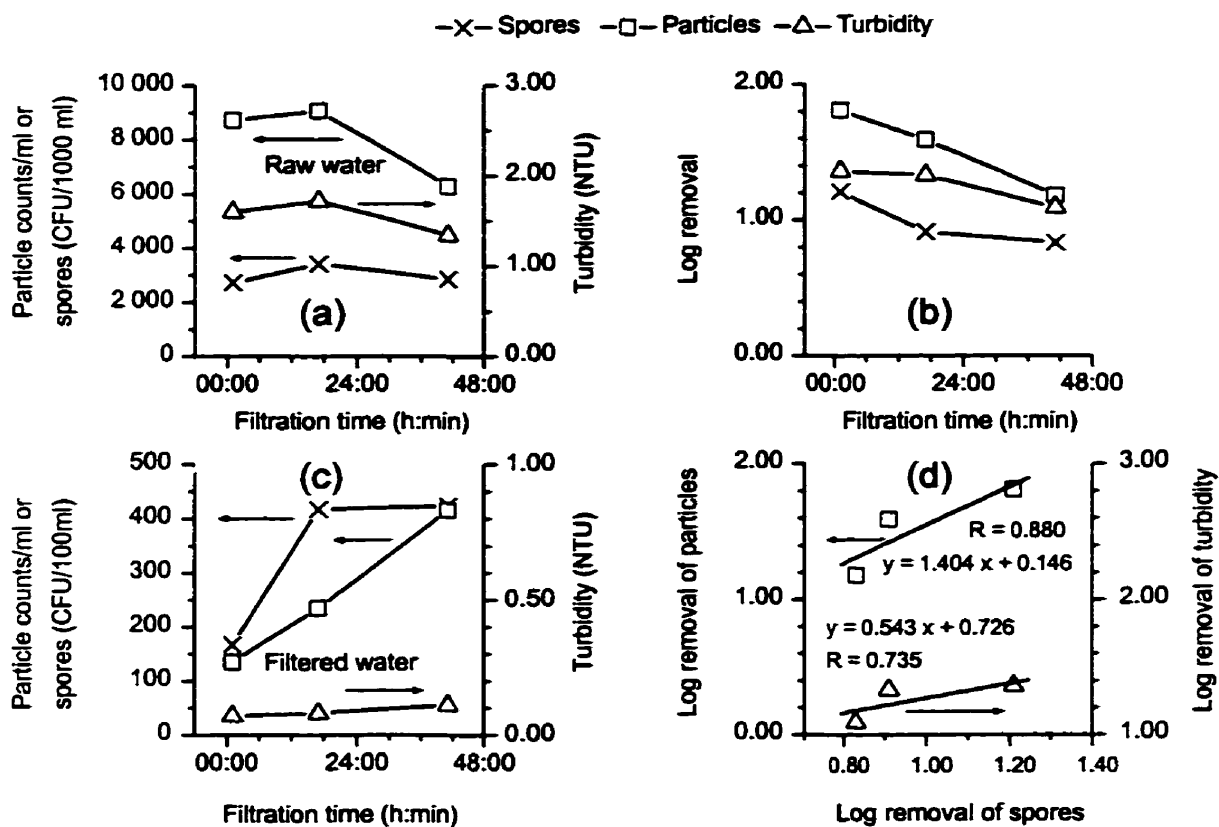


Figure 6. 7 Monitoring the evolution of total particle count, spores and turbidity, cycle No 585, Percol LT35, 0.16 to 0.24 mg/l, 96/12/16: a) raw water, b) Log removal, c) filtered water, d) relationship between the removal of aerobic spores and the removal of total particle count or turbidity.

CHAPITRE 7

ÉVOLUTION DES PARTICULES DANS L'EAU FILTRÉE

7.1 INTRODUCTION

Ce chapitre discute de l'évolution des particules dans l'eau filtrée lors des cycles de filtration alors que des coagulants inorganiques ou des polyélectrolytes organiques de synthèse sont utilisés, en période de faible turbidité de l'eau brute.

7.2 DESCRIPTION DES ESSAIS

Procédure générale

Les essais ont été effectués sur l'installation pilote avec des coagulants inorganiques de juillet à septembre 1996, avec des polyélectrolytes organiques de synthèse en novembre et décembre 1996. L'objectif de traitement est de toujours maintenir la turbidité de l'eau filtrée à une valeur égale ou inférieure à 0,10 UTN. La perte de charge totale admissible à travers le filtre est de 225 cm.

Les coagulants inorganiques utilisés sont le PACl, le PASS100, le chlorure ferrique et le Ferriclear. Pour chacun de ces coagulants, sept cycles de filtration ont été effectués. Le premier cycle qui est à dose variable permet de voir l'influence du coagulant sur la qualité de l'eau filtrée et de choisir les doses de coagulant qui seront utilisées pour les cycles de filtration à dose constante. Pour le cycle à dose variable, les deux premières heures sont effectuées sans ajout de coagulant, par la suite, la dose de coagulant est

augmentée toutes les 20 à 30 min. Les doses de coagulant et les temps correspondants sont indiqués sur les figures qui présentent les résultats. Après le premier cycle, trois doses sont choisies. Pour chaque dose, deux cycles de filtration ont été effectués. Le premier est arrêté après 3 h de filtration et le deuxième lorsque la perte de charge totale admissible est atteinte. Ainsi, pour chaque dose, les données de la période de maturation du filtre sont obtenues en double. Après l'utilisation de chaque type de coagulant, le filtre est lavé deux fois et un cycle de filtration sans ajout de coagulant est effectué.

Les polyélectrolytes organiques de synthèse étudiés sont des Percol de la série LT (LT20, LT22, LT31 et LT35). Quelques caractéristiques de ces coagulants sont présentées au tableau 7.1. Les Percol LT20 et LT22 sont respectivement des aide coagulants non ioniques et cationiques moyens, commercialisés sous forme de poudre. Ce sont des copolymères d'un sel d'acrylate quaternaire et d'un acrylamide. À cause de la viscosité élevée de ces polymères, le fabricant recommande de préparer des solutions dont la concentration ne dépasse pas 0,20 à 0,5 % et d'utiliser une eau de dilution dont la température est comprise entre 10 et 50 °C. Des essais préliminaires ont montré qu'il y a un risque élevé de formation d'un gel lorsque de l'eau froide est utilisée pour préparer les solutions. Le gel formé qui est très stable au fond du réservoir de préparation fausse la concentration calculée des solutions. À cause de ces difficultés et des risques de colmatage du milieu filtrant lorsque la dose utilisée est élevée, les Percol LT20 et LT22, n'ont pas été retenus pour la suite des manipulations. Les Percol LT31 et LT35 sont des polyélectrolytes cationiques élevés de la famille des POLYDADMAC, à faible poids

moléculaire, très solubles dans l'eau et fournis en solution de faible viscosité. Ils peuvent être utilisés seuls comme coagulant primaire ou comme aide-coagulant conjointement avec des coagulants inorganiques. Les solutions commerciales de Percol LT31 et LT35 contiennent de 38 à 52 % de solides. Dans ce texte, les concentrations de Percol sont exprimées en fonction du poids du polymère solide ajouté par volume d'eau brute.

Tableau 7.1 Caractéristiques des polyélectrolytes organiques de synthèse.

Nom du produit	Utilisation	Type de produit	Ionisation	Poids moléculaire	Forme
Percol LT20	Aide-coagulant	Copolymère d'un sel d'acrylate quaternaire et d'un acrylamide	Non ionique	Élevé	Poudre
Percol LT22	Aide-coagulant	Copolymère d'un sel d'acrylate quaternaire et d'un acrylamide	Cationique moyen	Élevé	Poudre
Percol LT31	Coagulant ou aide-coagulant	Polyélectrolyte organique cationique	Cationique élevé	Faible	Liquide
Percol LT35	Coagulant ou aide-coagulant	Polyélectrolyte organique cationique	Cationique élevé	Faible	Liquide

Description de l'installation pilote

L'installation pilote, qui comprend un mélangeur statique, un bassin de mélange à trois compartiments disposés en série et le filtre, est déjà décrite au chapitre 3 (section 3.2). La vitesse de filtration est de 10 m/h.

Pour les essais effectués avec les coagulants inorganiques, le point d'injection se situe en amont du mélangeur statique (Figure 3.1). Le milieu filtrant est composé d'une couche de sable de 42 cm d'épaisseur surmontée d'une couche de 93 cm de charbon actif. Le diamètre effectif (D_E) et le coefficient d'uniformité (CU) du sable sont respectivement de 0,42 mm et 1,30 alors que pour le charbon actif, le D_E est de 0,97 mm et le CU de 1,42.

Pour les essais effectués avec les coagulants organiques, le point d'injection se situe à l'entrée du deuxième compartiment du bassin de mélange (Figure 3.1). Le milieu filtrant est composé d'une couche de sable de 34,5 cm surmontée de 77,0 cm de charbon actif. Le diamètre effectif (D_E) et le coefficient d'uniformité (CU) du sable sont respectivement de 0,60 mm et 1,40 alors que pour le charbon actif, le D_E est de 0,97 mm et le CU est de 1,42.

Paramètres de suivi

La description des méthodes d'analyse des paramètres de suivi qui sont la turbidité, les comptes de particules et les pertes de charge est déjà faite au chapitre 3 (section 3.3). Pour les essais avec les coagulants inorganiques, les comptes de particules de l'affluent du filtre sont faits sur l'eau brute coagulée. Les floccs s'accumulaient rapidement dans le

contenant du tamis du compteur qui devenait ainsi un réacteur de floculation et le débit d'eau à travers le compteur était peu stable. Donc les comptes de particules mesurés dans l'eau brute coagulée peuvent être fausses. À cause des problèmes liés à la mesure des particules dans l'eau brute coagulée, pour les essais utilisant les coagulants organiques de synthèse, les comptes de particules de l'affluent du filtre ont été mesurés sur l'eau brute non coagulée.

7.3 RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

7.3.1 CYCLES UTILISANT LES COAGULANTS INORGANIQUES

Cette section présente les résultats concernant l'évolution des particules dans l'eau filtrée lorsque des coagulants inorganiques sont utilisés. Les tableaux 7.2 à 7.5 résument les cycles de filtration effectués avec chacun de ces coagulants. Pendant l'étude, la turbidité de l'eau brute a varié entre 1,00 et 1,63 UTN et la température entre 19,5 et 23 °C. Les résultats qui sont discutés plus loin montrent que si la turbidité est utilisée pour le suivi de la filtration, la période de maturation est complète au bout de 30 min environ. Par ailleurs, afin de baisser la turbidité de l'eau filtrée, plusieurs usines jettent à l'égout l'eau filtrée pendant les premières minutes qui suivent un lavage. Les données des 30 premières minutes de filtration qui suivent le lavage ont été exclues du calcul des moyennes de turbidité présentées aux tableaux 7.2 à 7.5.

Tableau 7. 2 Description des cycles de filtration effectués avec le PACI.

Numéro du cycle	Date	Heure	Dose de PACI (mg/l)	Turbidité*		Tempé- rature (°C)	Durée du cycle (h:min)	Pertes de Charge Totale (cm)
				Eau brute (UTN)	Eau filtrée (UTN)			
417	96/07/16	10:11	Variable	1,07		19,5	3:20	121
419	96/07/16	16:35	10,0	1,27	0,08	19,5	25:50	225
420	96/07/17	19:04	10,0	1,42	0,08	20,6	3:00	111
421	96/07/18	09:47	13,9	1,27	0,08	19,6	3:00	123
423	96/07/18	15:35	13,9	1,17	0,08	20,6	20:40	224
424	96/07/19	13:25	17,2	1,21	0,08	20,1	3:00	116
425	96/07/19	18:13	17,2	1,23	0,08	19,8	14:47	224
432	96/07/25	07:12	0,0	1,16	0,16	20,8	28:00	104

* Les données des premières 30 min de filtration sont exclues du calcul des moyennes.

Tableau 7. 3 Description des cycles de filtration effectués avec le PASS100.

Numéro du cycle	Date	Heure	Dose de PASS100 (mg/l)	Turbidité*		Tempé- rature (°C)	Durée du cycle (h:min)	Pertes de Charge Totale (cm)
				Eau brute (UTN)	Eau filtrée (UTN)			
434	29/07/96	10:40	Variable	1,24		21,6	4:00	108
435	96/07/29	15:25	18,9	1,22	0,08	21,7	22:10	225
436	96/07/30	14:30	18,9	1,38	0,08	21,6	3:00	113
437	96/07/31	10:17	10,1	1,47	0,09	21,1	3:00	108
438	96/07/31	14:14	10,1	1,49	0,09	20,1	3:00	99
445	96/08/05	18:46	30,0	1,45	0,07	22,7	12:42	225
446	96/08/06	08:02	30,0	1,63	0,08	21,9	3:00	116
451	96/08/08	08:59	0,0	1,23	0,30	23,0	48:00	103

* Les données des premières 30 min de filtration sont exclues du calcul des moyennes.

Tableau 7. 4 Description des cycles de filtration effectués avec le chlorure ferrique.

Numéro du cycle	Date	Heure	Dose de chlorure ferrique (mg/l)	Turbidité*		Tempé- rature (°C)	Durée du cycle (h:min)	Pertes de charge totale (cm)
				Eau brute (UTN)	Eau filtrée (UTN)			
468	27/08/96	09:23	Variable	1,41		21,9	4:10	101
470	96/08/28	09:48	15,2	1,42	0,07	20,8	3:00	118
471	96/08/28	13:58	15,2	1,34	0,06	21,7	11:02	222
473	96/08/29	10:08	10,2	1,41	0,08	20,8	2:45	121
474	96/08/29	13:50	10,2	1,29	0,07	21,8	12:10	219
476	96/08/30	09:23	5,2	1,33	0,08	20,5	3:00	74
477	96/08/30	17:11	5,2	1,32	0,09	21,3	20:49	224
487	96/09/05	09:11	0,0	1,02	0,13	23,0	23:30	86

* Les données des premières 30 min de filtration sont exclues du calcul des moyennes.

Tableau 7. 5 Description des cycles de filtration effectués avec le Ferriclear.

Numéro du cycle	Date	Heure	Dose de Ferriclear (mg/l)	Turbidité*		Tempé- rature (°C)	Durée du cycle (h:min)	Pertes de charge totale (cm)
				Eau brute (UTN)	Eau filtrée (UTN)			
489	09/09/96	11:00	Variable	1,22		21,1	4:00	105
490	96/09/10	10:36	15,4	1,27	0,05	21,0	3:00	126
491	96/09/10	14:19	15,4	1,28	0,04	21,0	9:11	212
493	96/09/11	10:03	10,0	1,45	0,06	21,0	3:00	113
494	96/09/11	13:58	10,0	1,29	0,05	21,6	12:02	221
496	96/09/12	10:55	5,1	1,32	0,08	2,4	3:00	98
497	96/09/12	14:47	5,1	1,28	0,07	20,8	20:13	224
507	96/09/19	08:09	0,0	1,40	0,14	18,7	30:21	0,98

* Les données des premières 30 min de filtration sont exclues du calcul des moyennes.

Évolution des particules pendant la période de maturation du filtre

La figure 7.1 est un exemple typique de l'évolution des particules et de la turbidité pendant la période de maturation du filtre. La turbidité est constante au bout de 30 min de filtration environ, tandis que les comptes de particules baissent pendant les premières 2,5 h (Fig. 7.1). La courbe des comptes de particules montre les deux percées qui ont été rapportées par Amirtharajah et Wetstein (1980).

La figure 7.2a illustre l'influence de la dose et du type de coagulant sur le temps auquel se produit la première percée. Chaque point des courbes est une valeur moyenne pour deux cycles de filtration réalisés avec la même dose de coagulant. Le premier point est le temps de percée pour une filtration sans coagulation. La première percée se produit à l'effluent cinq minutes environ, après la mise en service du filtre après un lavage. Le temps de la première percée semble être indépendant du traitement de l'affluent. Ces résultats vont dans le sens des travaux de Amirtharajah et Wetstein (1980) qui considèrent que la première percée est associée aux eaux de lavage rémanentes dans le milieu filtrant. Le rejet à l'égout de l'eau filtrée pendant les dix premières minutes permet d'éviter la première percée.

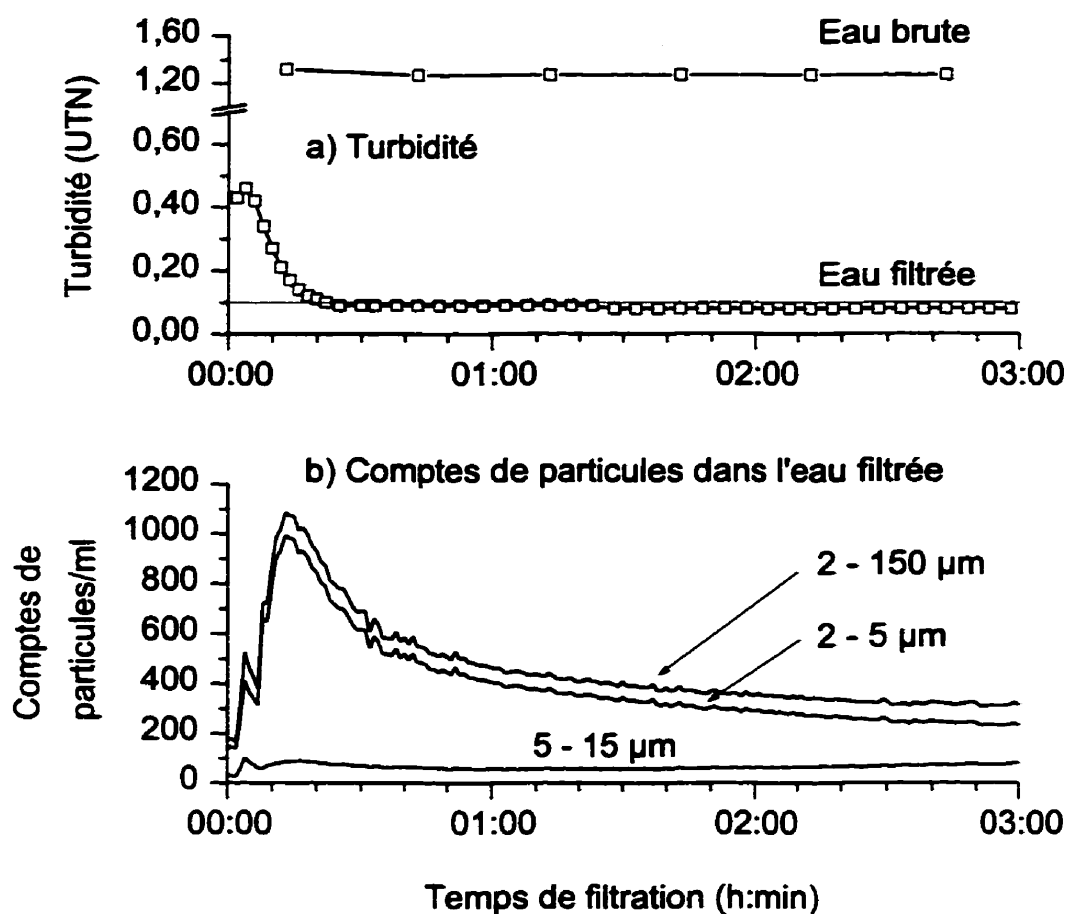


Figure 7. 1 Exemple d'évolution des particules pendant la période de maturation du filtre, cycle numéro 421, 18/07/96, 13,9 mg/l de PACl : a) turbidité des eaux brute et filtrée; b) comptes de particules dans l'eau filtrée.

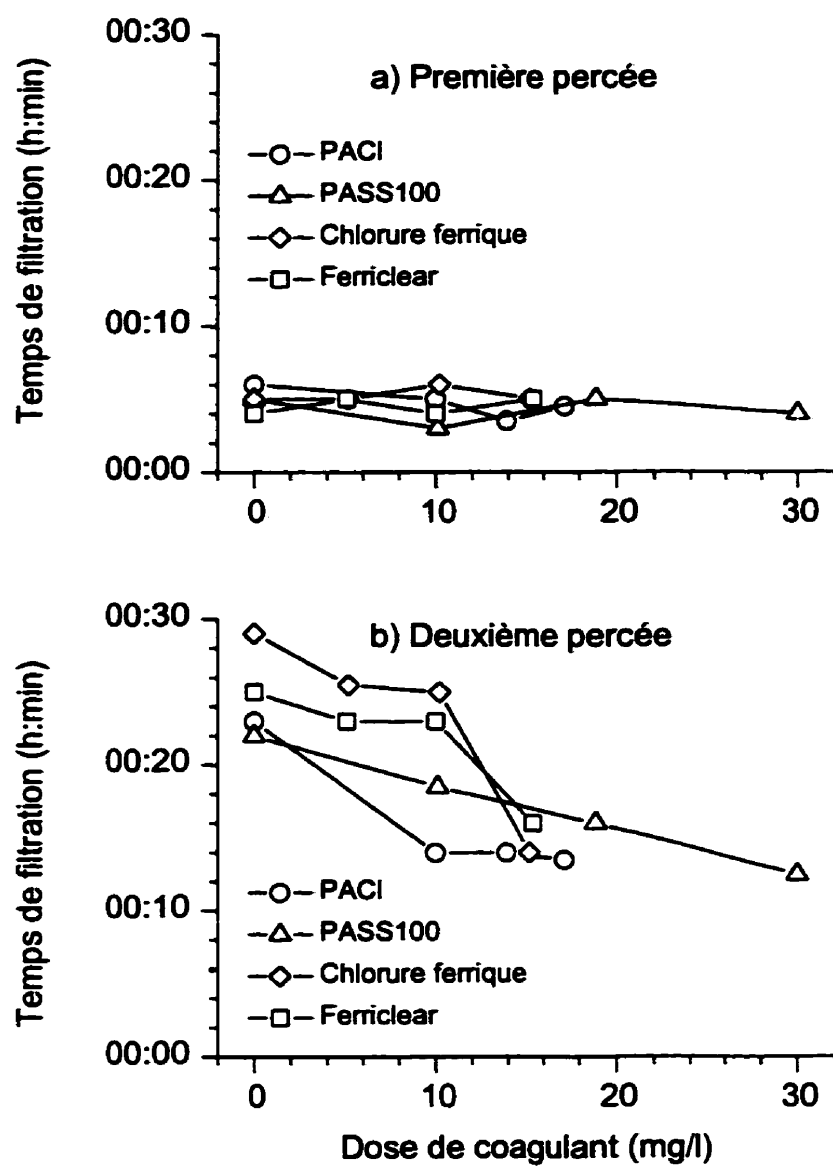


Figure 7. 2 Influence des coagulants sur le temps des percées pendant la période de maturation du filtre : a) première percée; b) deuxième percée.

Le temps auquel se produit la deuxième percée dépend du traitement de l'affluent (Fig. 7.2b). Il se situe après 20 à 30 min de filtration pour une filtration directe sans coagulation et entre 10 et 20 min lorsque de fortes doses de coagulant sont ajoutées. Pour le chlorure ferrique et le Ferriclear, il faut ajouter des doses supérieures à 10,0 mg/l, pour abaisser le temps de la deuxième percée en dessous de 20 min.

La figure 7.3 montre l'influence du type et de la dose de coagulant sur le temps de filtration après un lavage nécessaire pour obtenir une turbidité de 0,10 UTN. Chacun des points des courbes est une moyenne de deux essais effectués avec la même dose de coagulant. L'augmentation de la dose de coagulant ne réduit que légèrement le temps de filtration nécessaire pour obtenir une turbidité de 0,10 UTN dans l'eau filtrée. Même avec de fortes doses de coagulant, il n'est pas possible de produire une eau filtrée d'une turbidité de 0,10 UTN dans les premières 10 min de filtration qui suivent un lavage. Le Ferriclear semble donner les meilleurs temps qui sont compris entre 13 et 15 min.

Évolution de la turbidité et des particules dans l'eau filtrée après la période de maturation du filtre

La figure 7.4 est un exemple typique de l'évolution de la turbidité et des comptes de particules dans l'eau filtrée. Après la période de maturation, la turbidité est stable jusqu'à la fin du cycle. Par contre, les comptes totaux de particules et les comptes de 2 à 5 μm montrent la maturation, la période de filtration normale et la crevaision. Les comptes de particules de 2 à 150 μm et de 2 à 5 μm varient de façon similaire et mettent en évidence toutes les phases du cycle de filtration. Par contre, les comptes de particules

de 5 à 15 μm évoluent différemment. Sur une partie du cycle de filtration, ils sont plus importants que les comptes de particules de 2 à 5 μm . Ce phénomène a été observé avec tous les coagulants et aussi sur trois cycles de filtration sans coagulation. Les particules de 2 à 5 μm sont plus difficiles à enlever et sont plus nombreuses dans l'eau brute que les particules de 5 à 15 μm , ils devraient donc exister en plus grand nombre dans l'eau filtrée. Il est possible que la coagulation sur filtre ne soit pas stable pour les cas où ce phénomène est observé.

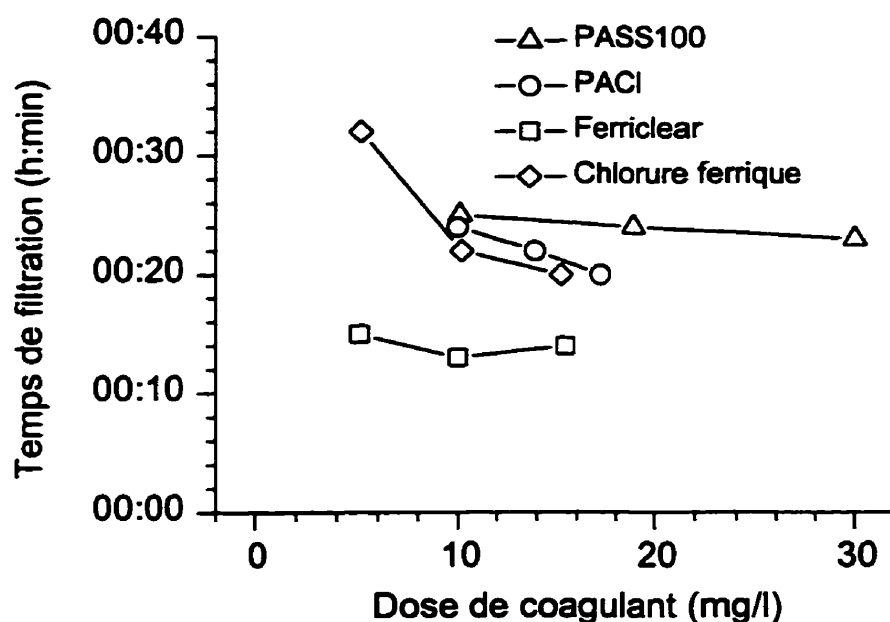


Figure 7. 3 Influence des coagulants sur le temps de filtration après un lavage nécessaire pour obtenir une turbidité de 0,10 UTN.

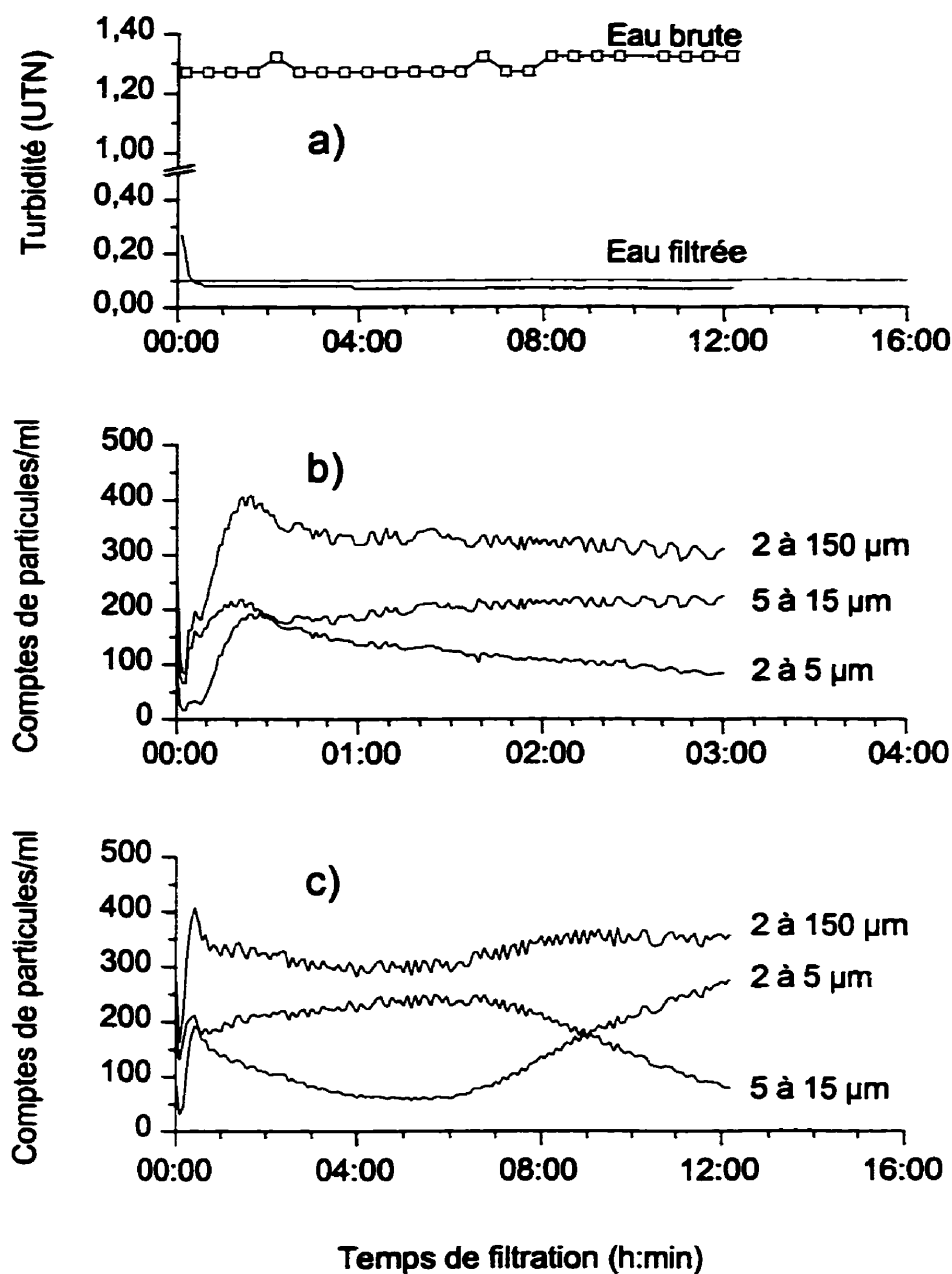


Figure 7.4 Exemple d'évolution des comptes de particules et de la turbidité de l'eau filtrée, cycle numéro 474, 28/09/96, 10,2 mg/l de chlorure ferrique:
 a) turbidité des eaux brute et filtrée ; b) comptes de particules pendant la période de maturation; c) comptes de particules dans l'eau filtrée pendant le cycle de filtration.

Influence du PACl

La figure 7.5 montre l'effet du PACl sur les comptes de particules et la turbidité. Le cycle de filtration a été commencé sans coagulation. Après deux heures de filtration, le PACl est ajouté avec les doses indiquées sur la figure 7.5a (page 180). L'ajout du PACl entraîne l'agglomération des particules de toutes les gammes de taille, ce qui résulte en une baisse des comptes de particules dans l'eau brute coagulée (Fig. 7.5b).

La figure 7.5c montre l'effet du PACl sur les comptes de particules dans l'eau filtrée. Jusqu'à une dose de 10,2 mg/l, il n'y a pas une baisse visible des comptes de particules dans l'eau filtrée. Par contre, il y a une légère amélioration de la turbidité de l'eau filtrée qui est passée de 0,13 à 0,07 UTN après l'ajout de 10,2 mg/l de PACl (Fig. 7.5a) .

L'évolution de la turbidité et des comptes de particules dans l'eau filtrée des essais réalisés avec le PACl est présentée à la figure 7.6. Toutes les doses testées (10,0 mg/l, 13, 9 et 17,2) permettent d'obtenir une turbidité inférieure à 0,10 UTN après la période de maturation du filtre. Les courbes de turbidité des trois cycles se chevauchent (Fig. 7.6a). La turbidité n'est donc pas assez sensible pour montrer les différences de performance entre les trois doses. Lorsque la dose passe de 10,0 à 17,2 mg/l, la durée de la filtration passe de 26 à 15 h.

L'ajout de PACl réduit la durée de la période de maturation suivie avec les comptes de particules. Celle-ci passe d'environ 2 h pour la filtration sans coagulation à 1 h pour le

cycle avec 10,0 mg/l de PACl (Fig. 7.6b). L'ajout du PACl réduit aussi les comptes de particules de la deuxième percée.

Après environ 4 h de filtration, les comptes dans l'eau filtrée augmentent (Fig. 7.6c). Cette augmentation est si importante qu'il est possible que les comptes de particules de la filtration avec coagulation soient semblables voire même supérieurs à ceux de la filtration sans coagulation. Par exemple, pour la période comprise entre 14 et 18 h, le cycle numéro 419 (10,0 mg/l) et le cycle numéro 432 (sans coagulant) ont des comptes de particules similaires. Après 12 h de filtration environ, le cycle numéro 423 (13,9 mg/l) a des comptes de particules supérieurs au cycle numéro 432 (0 mg/l). Lorsque la dose de coagulant est augmentée jusqu'à 17,2 mg/l (cycle numéro 425), la qualité de l'eau filtrée mesurée par les comptes de particules semblent plus stable. Par contre, le cycle de filtration devient plus court. De plus la dose de 17,2 mg/l semble produire plus de particules que la dose de 10,0 mg/l, après la maturation du filtre. Afin de mieux comparer les comptes de particules dans l'eau filtrée des différents traitements, les concentrations résultantes des particules, pour les trois premières heures de filtration et pour la période comprise entre la troisième heure de filtration et la fin du cycle, ont été calculées et représentées graphiquement en fonction de la dose de coagulant (Fig. 7.7). La concentration résultante des particules est obtenue en divisant le nombre cumulatif des particules présentes dans l'eau filtrée par le volume d'eau produit pour la période choisie. Puisque pour les trois premières heures de filtration, les essais sont faits en double, chaque point de la figure 7.7a, excepté ceux des cycles sans ajout de coagulant,

est une valeur moyenne. Les concentrations résultantes de particules des trois doses sont très proches. Pour la période qui suit les trois premières heures de filtration, le cycle utilisant 10,0 mg/l de PACl a la concentration résultante de particules la plus faible, alors que celui utilisant 13,9 mg/l produit une concentration résultante de particules plus grande que celle d'une eau non coagulée et filtrée.

Ces résultats montrent que l'ajout de PACl abaisse de façon significative les comptes de particules pendant la période de maturation du filtre. Par contre, après la période de maturation, les comptes de particules augmentent et peuvent même être supérieurs à ceux du cycle sans coagulation. Parmi les doses testées, la dose de 10,0 mg/l produit le cycle de filtration le plus long avec la concentration résultante de particules la plus faible, pendant la période comprise entre la troisième heure de filtration et la fin du cycle.

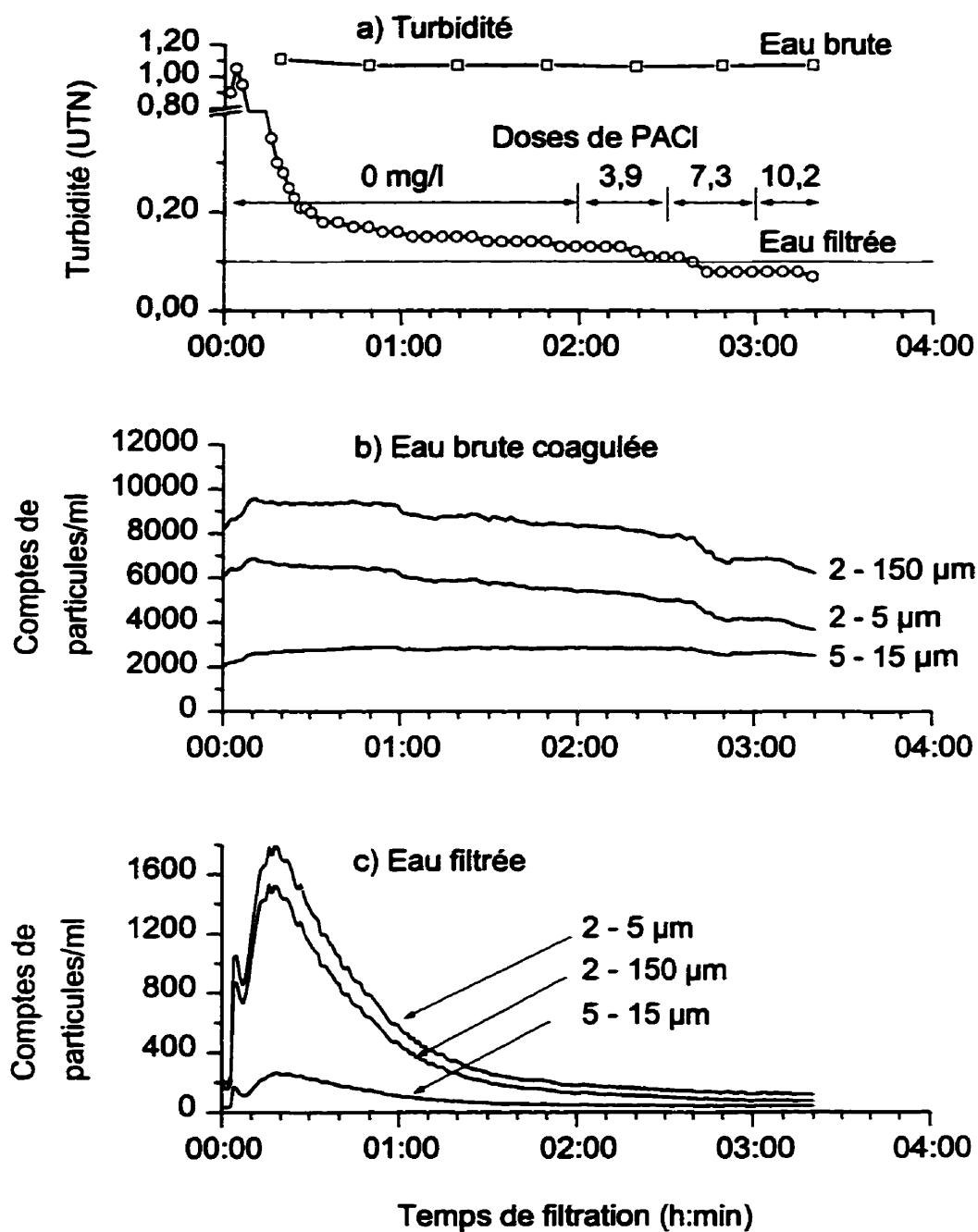


Figure 7.5 Influence de la dose de PACI, cycle numéro 417, 16/07/96:
a) turbidité des eaux brute et filtrée ; b) comptes de particules dans l'eau brute coagulée; c) comptes de particules dans l'eau filtrée.

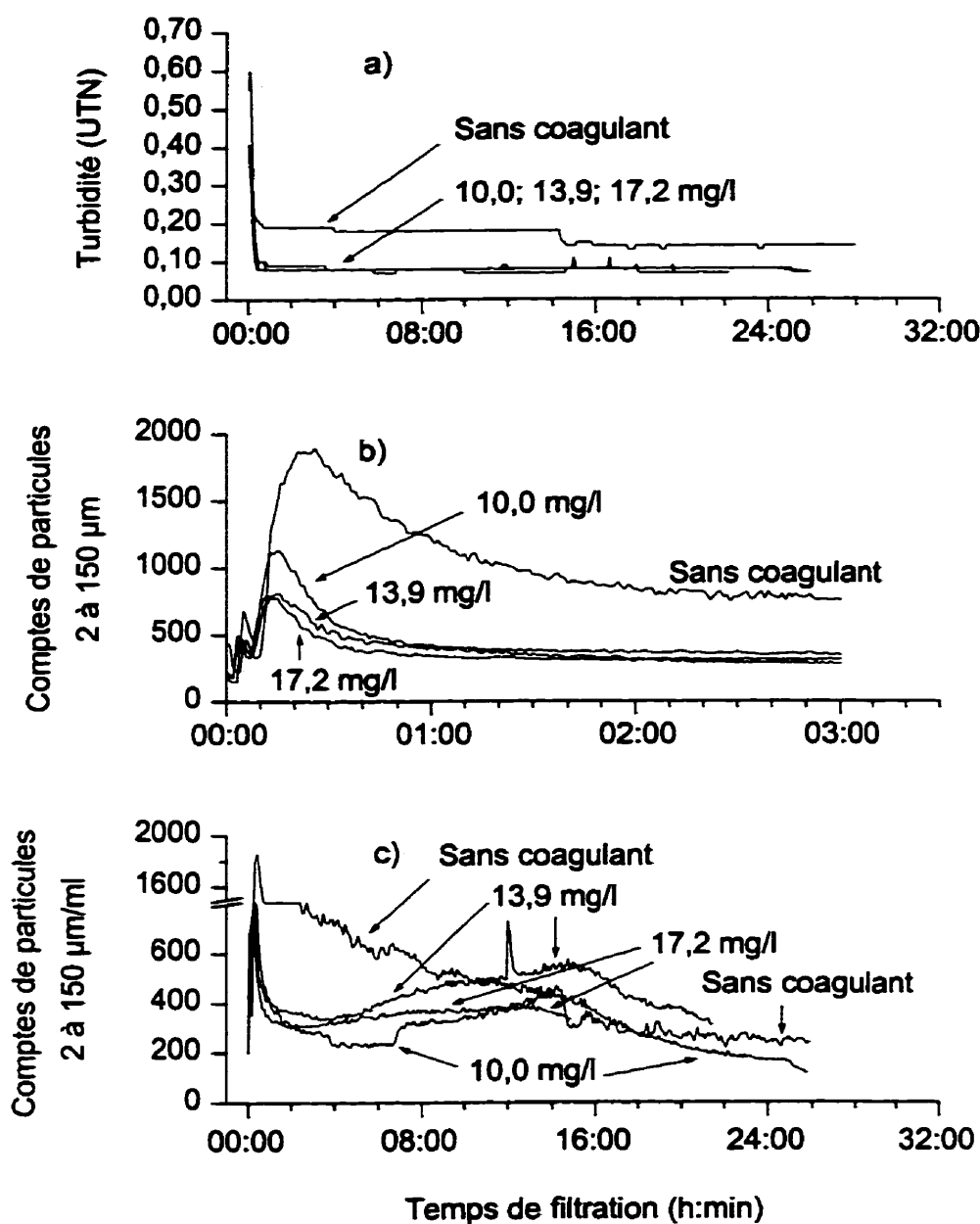


Figure 7. 6 Évolution des particules dans l'eau filtrée des cycles de filtration avec ajout de PACl : a) turbidité de l'eau filtrée; b) comptes de particules dans l'eau filtrée pendant la période de maturation; c) comptes de particules dans l'eau filtrée pendant le cycle.

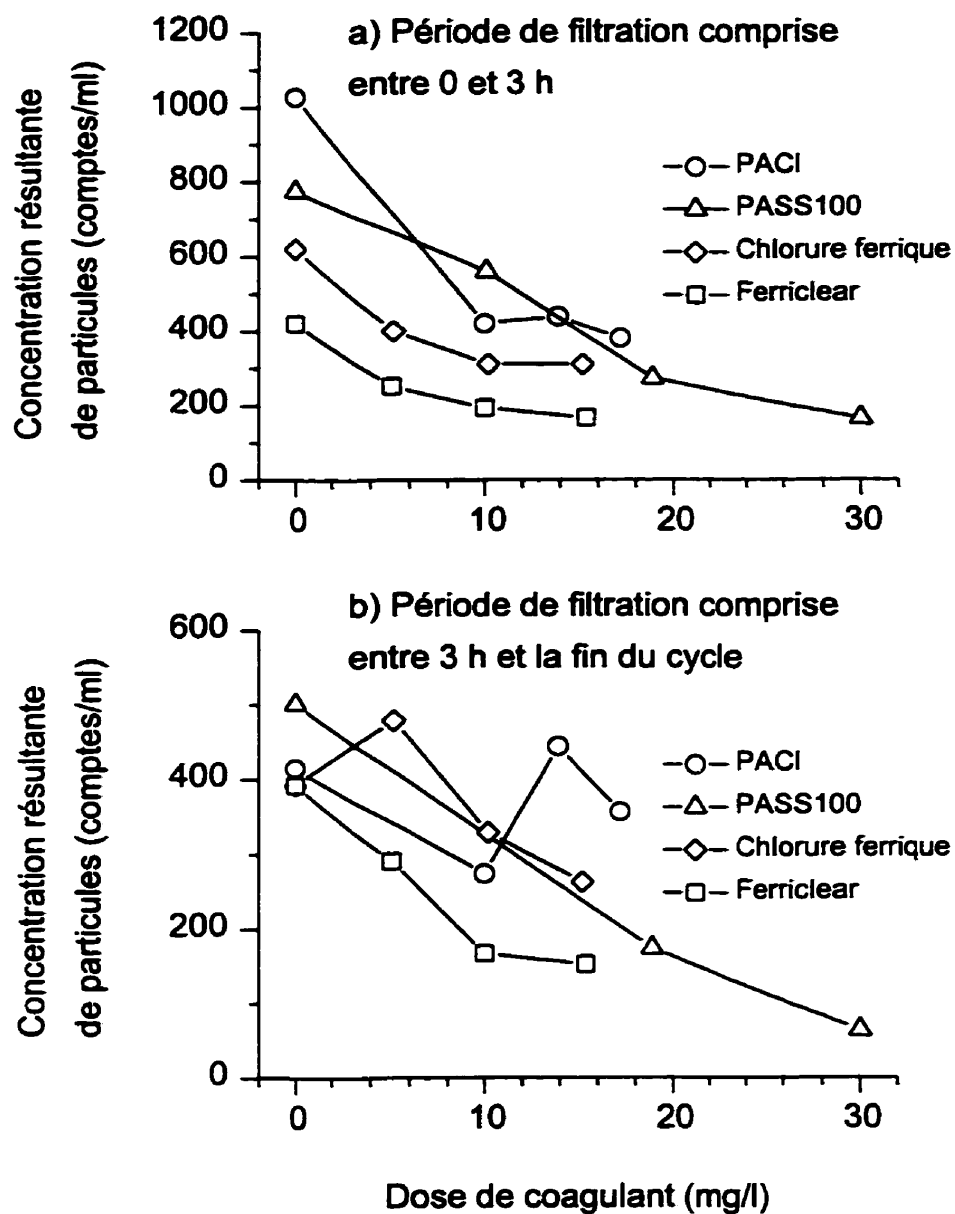


Figure 7.7 Variation de la concentration résultante de particules en fonction de la dose de coagulant : a) période de filtration comprise entre 0 et 3 h; b) période de filtration comprise entre 3 h et la fin du cycle.

Influence du PASS100

L'effet de l'ajout du PASS100 sur l'évolution des particules et de la turbidité est montré à la figure 7.8. Après 2 h de filtration, le PASS100 est ajouté avec des doses croissantes (Fig. 7.8 a). Lorsqu'une dose de 18,6 mg/l est ajoutée, les comptes de particules dans l'eau brute coagulée baissent. La baisse des comptes de particules dans l'eau filtrée est très faible. La turbidité de l'eau filtrée passe de 0,12 UTN pour la filtration sans coagulation à 0,07 pour la filtration avec coagulation.

La figure 7.9 présente l'évolution des comptes de particules et de la turbidité de tous les cycles. Pour les doses testées, la turbidité de l'eau filtrée est stable et inférieure à 0,10 UTN après la période de maturation du filtre. Lorsque la dose de coagulant passe de 18,9 à 30 mg/l, la durée de la filtration passe de 22 à 13 h. La figure 7.9b montre l'effet du PASS100 sur la maturation. L'ajout de PASS100 réduit le nombre de particules qui passe à travers le filtre pendant la période de maturation. Les doses de 10,1 et 18,9 mg/l ne semblent pas avoir d'effet sur la deuxième percée qui est similaire à celle d'une filtration sans coagulation. Par contre, la dose de 30,0 mg/l, réduit les comptes de particules de la deuxième percée de façon significative. Il y a une augmentation des comptes de particules dans l'eau filtrée après la période de maturation (Fig.7.9c). Après 15 h de filtration environ, le cycle utilisant 18,9 mg/l a des comptes de particules supérieurs à ceux d'une eau non coagulée et filtrée. Cependant, les cycles de filtration avec ajout de PASS100 semblent être plus stables que ceux des autres coagulants.

Lorsque la dose de coagulant est augmentée, la concentration résultante de particules dans l'eau filtrée baisse (Fig. 7.7). Par contre, l'augmentation de la dose de coagulant réduit la durée du cycle de filtration.

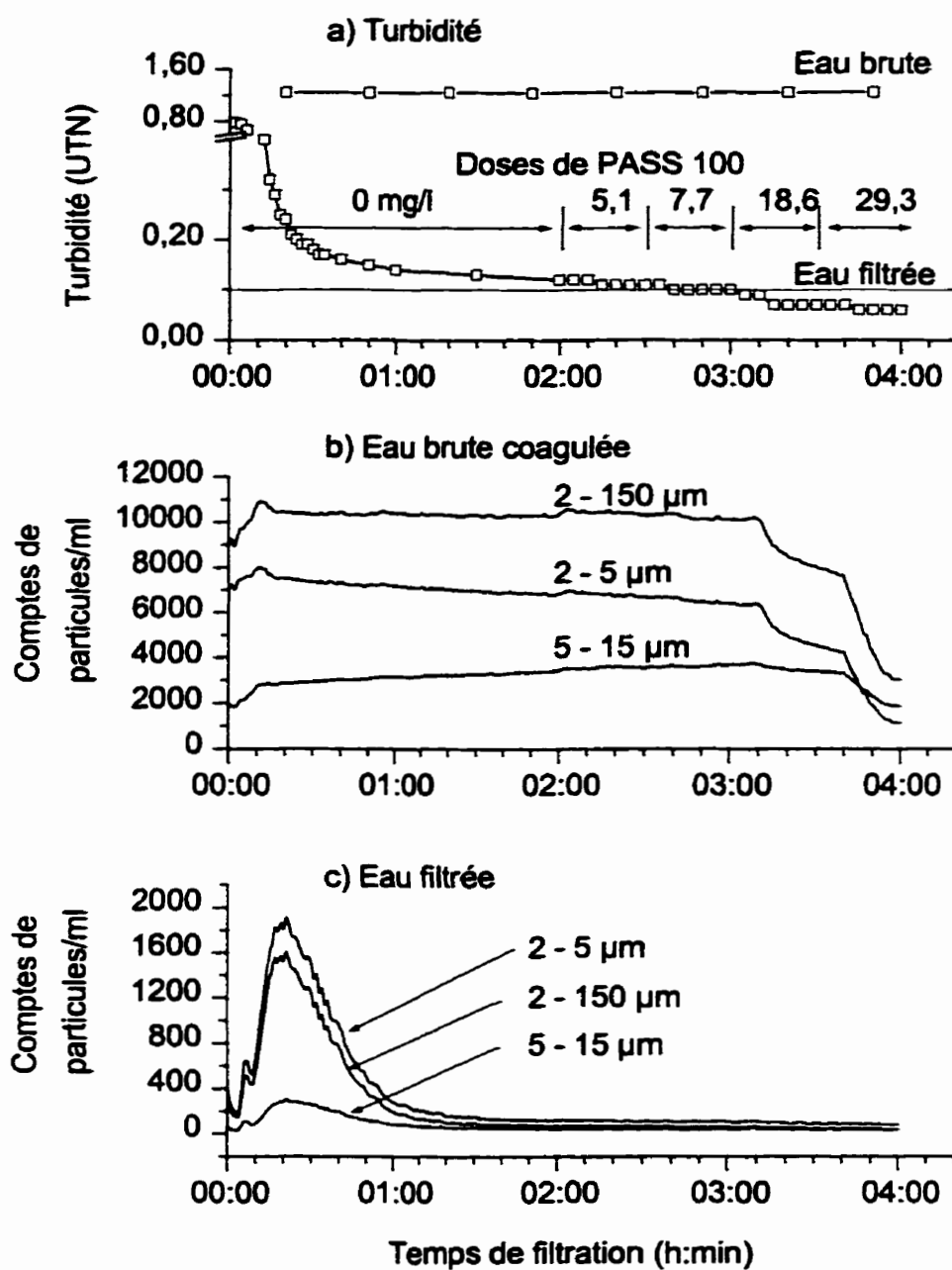


Figure 7.8 Influence de la dose de PASS100, cycle numéro 434, 29/07/96: a) turbidité des eaux brute et filtrée; b) comptes de particules dans l'eau brute coagulée ; c) comptes de particules dans l'eau filtrée.

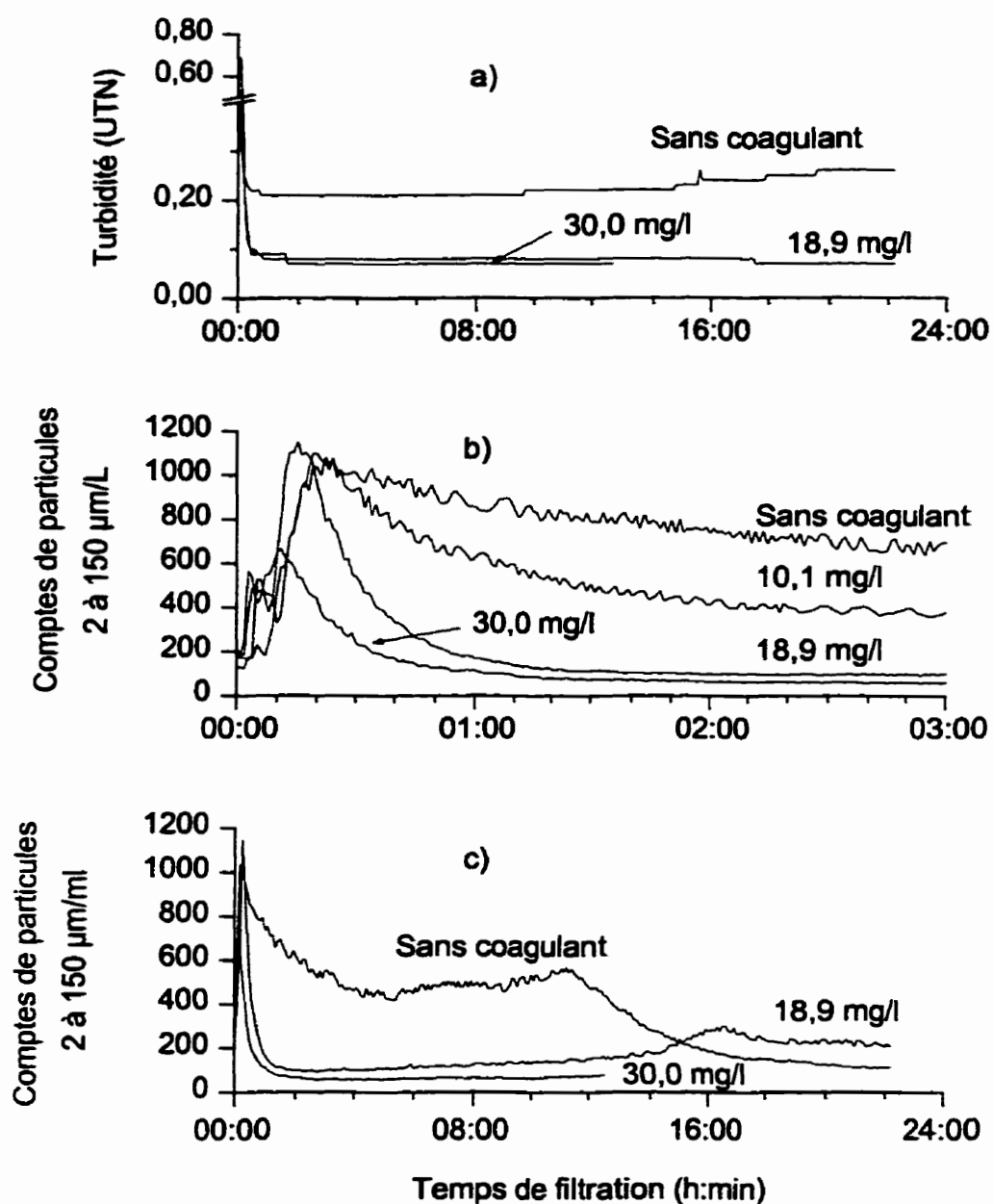


Figure 7. 9 Évolution des particules dans l'eau filtrée des cycles de filtration avec ajout de PASS100 : a) turbidité de l'eau filtrée; b) comptes de particules dans l'eau filtrée pendant la période de maturation; c) comptes de particules dans l'eau filtrée pendant le cycle.

Influence du chlorure ferrique

L'effet de l'ajout du chlorure ferrique sur les comptes de particules dans l'eau brute est montré à la figure 7.10. Après 2 h de filtration sans coagulation, l'ajout de 5,7 mg/l de chlorure ferrique entraîne une baisse des comptes de particules dans l'eau brute et une augmentation des comptes de particules dans l'eau filtrée (Fig.7.10b et 7.10c). La turbidité ne montre pas cette détérioration de la qualité de l'eau filtrée, mais au contraire une faible amélioration (Fig. 7.10a). Lorsque le chlorure ferrique est ajouté, les comptes de particules dans l'eau brute baissent, cependant les particules formées sont des particules floculantes qui sont mieux retenues par le milieu filtrant. Le dépôt de ces particules entraîne l'accroissement de la vitesse interstitielle d'écoulement, ce qui peut provoquer une remise en suspension des particules préalablement déposées et leur entraînement dans l'eau filtrée. La floculation peut aussi continuer dans le milieu filtrant et produire des particules de taille supérieure à 2 μm qui sont entraînées dans l'eau filtrée. Il est possible que la dégradation de la qualité de l'effluent ne soit pas montrée par la turbidité qui est moins sensible que les comptes de particules pour détecter de faibles variations de la qualité de l'eau.

La figure 7.11 illustre l'évolution de la turbidité et des comptes de particules dans l'eau filtrée. Toutes les doses de chlorure ferrique ajoutées (5,2 à 15,2 mg/l) permettent d'obtenir une turbidité inférieure à 0,10 UTN après la période de maturation (Fig. 7.11a). Lorsque la dose passe de 5,2 à 15,2 mg/l, la durée de la filtration passe de 21 à 11 h.

L'ajout de chlorure ferrique réduit la durée de la période de maturation et abaisse significativement les comptes de particules (Fig. 7.11b). Pour toutes les doses testées, la maturation, suivie avec les comptes de particules, est complète en moins d'une heure. Pour la dose de 5,2 mg/l, les comptes de particules dans l'eau filtrée commencent à augmenter progressivement après environ 2,5 h de filtration. Après 5 h, ils sont supérieurs à ceux d'une eau non coagulée et filtrée. Lorsque la dose de chlorure ferrique est augmentée jusqu'à 10,2 mg/l, la période de stabilité semble plus longue, mais à partir de 8 h de filtration, les comptes de particules sont similaires à ceux de la filtration sans coagulation. Le cycle de filtration utilisant 15,2 mg/l produit en tout temps des comptes de particules inférieurs à ceux de la filtration sans coagulation, mais la durée de la filtration est plus courte.

La concentration résultante des particules de la période de maturation baisse lorsque la dose de chlorure ferrique est augmentée (Fig. 7.7a). L'augmentation de la dose au delà de 10,2 mg/l n'améliore pas les comptes de particules durant la période de maturation puisque les cycles utilisant 10,2 et 15,2 mg/l ont des concentrations résultantes de particules similaires (Fig. 7.7a). Pour la période comprise entre la troisième heure de filtration et la fin du cycle, le cycle utilisant 15,2 mg/l a la concentration résultante de particules la plus faible (Fig. 7.7b). Par contre, le cycle utilisant 5,2 mg/l a une concentration résultante de particules supérieure à celle de la filtration sans coagulation. Ceci est dû à l'augmentation progressive des comptes de particules dans l'eau filtrée qui est plus prononcée lorsque la dose de coagulant est faible (Fig. 7.11c).

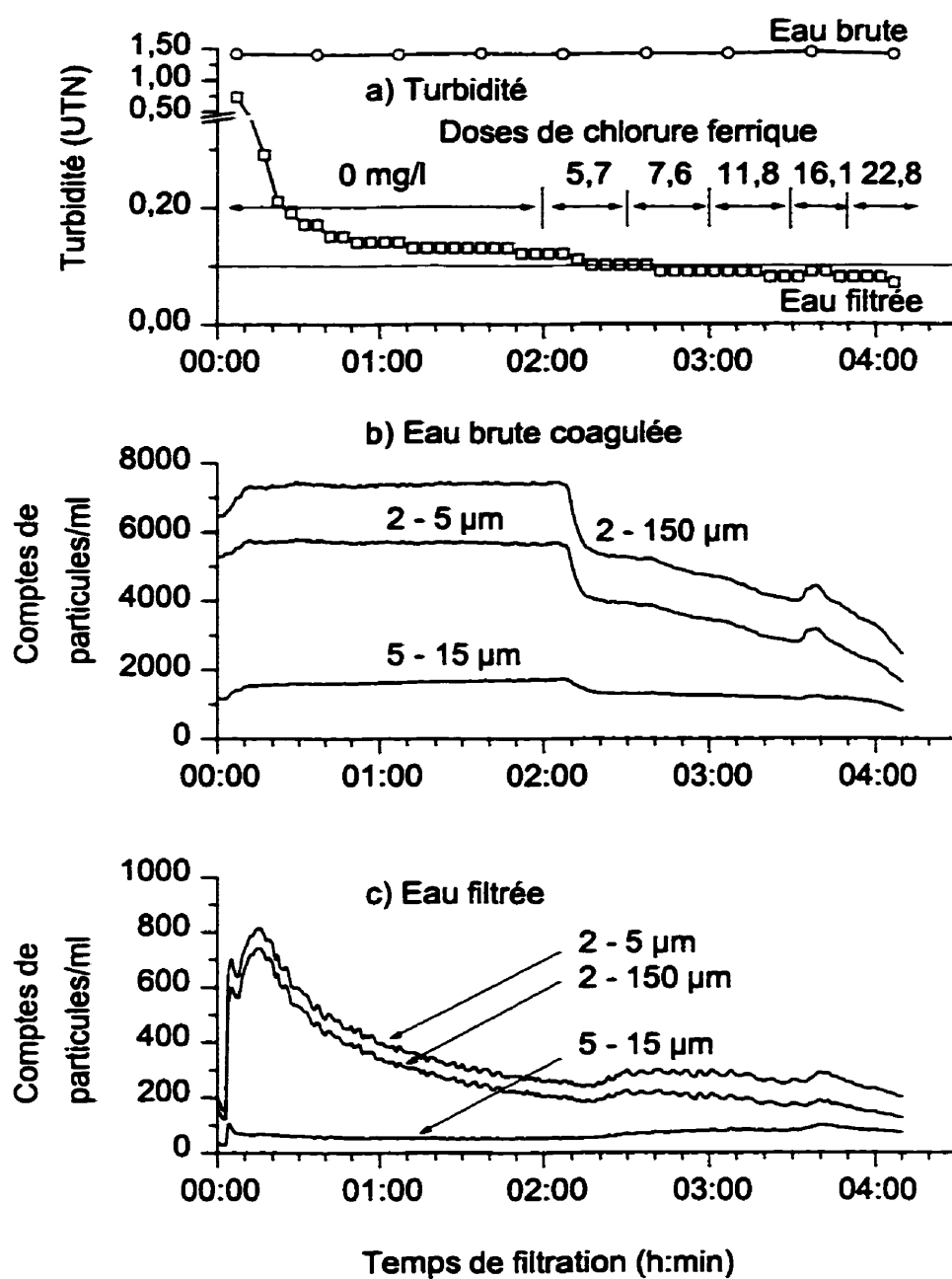


Figure 7. 10 Influence de la dose de la chlorure ferrique, cycle numéro 468, 27/08/96
9:23: a) turbidité des eaux brute et filtrée; a) comptes de particules dans
l'eau brute coagulée ; b) comptes de particules dans l'eau filtrée.

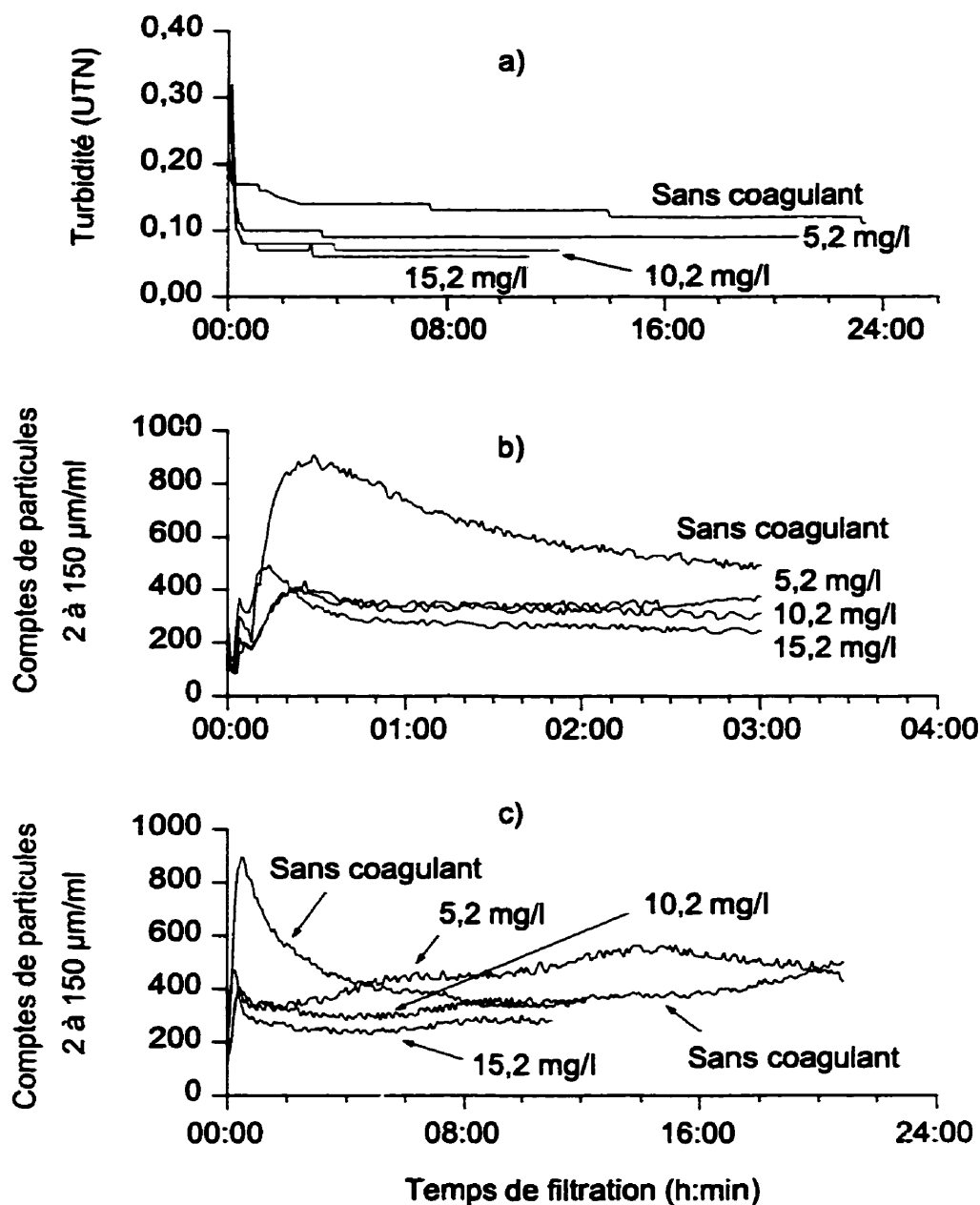


Figure 7. 11 Évolution des particules dans l'eau filtrée des cycles de filtration avec ajout de chlorure ferrique :a) turbidité de l'eau filtrée; b) comptes de particules dans l'eau filtrée pendant la période de maturation; c) comptes de particules dans l'eau filtrée pendant le cycle.

Influence du Ferriclear

L'influence de la dose de Ferriclear sur l'évolution de la turbidité et des comptes de particules dans l'eau filtrée est illustré par la figure 7.12. Tel qu'observé avec le chlorure ferrique, l'ajout d'une faible dose de Ferriclear (6,3 mg/l) à l'affluent d'un cycle de filtration commencé sans coagulation abaisse les comptes de particules dans l'eau brute et augmente les comptes de particules dans l'eau filtrée (Fig. 7.12b et 7.12c). Par contre, la turbidité de l'eau filtrée diminue légèrement (Fig. 7.12a).

L'évolution de la turbidité et des comptes de particules dans l'eau filtrée des essais effectués avec le Ferriclear est montrée à la figure 7.13. Toutes les doses (5,1 ; 10,0 et 15,4 mg/l) permettent d'obtenir une turbidité de l'eau filtrée inférieure à 0,10 UTN après la période de maturation (Fig. 7.13a). L'ajout de Ferriclear réduit significativement la durée de la période de maturation et semble éliminer la deuxième percée (Fig. 7.13b). En moins de 30 min de filtration après le lavage, la maturation du filtre suivie avec les comptes de particules semble complète. L'augmentation des particules dans l'eau filtrée est plus prononcée lorsque la dose de coagulant est faible (5,1 mg/l). Pour cette dernière, vers la fin de la filtration, les comptes de particules se rapprochent de ceux de la filtration sans coagulation. Les cycles de filtration utilisant 10,0 et 15,4 mg/l ont des comptes de particules similaires. Comme, il a été constaté avec les autres coagulants, l'augmentation de la dose de coagulant permet d'avoir une meilleure stabilité de la qualité de l'eau filtrée, mais les cycles de filtration sont plus courts.

L'augmentation de la dose de Ferriclear réduit la concentration résultante de particules dans l'eau filtrée (Fig. 7.7). La dose de 15,4 mg/l produit les concentrations résultantes de particules les plus faibles. Cependant, le gain obtenu lorsque la dose de coagulant est augmentée de 10,0 à 15,4 mg/l semble négligeable. La meilleure dose de Ferriclear est donc de 10,0 mg/l.

Comparaison de la performance des coagulants inorganiques

Pour tous les coagulants inorganiques étudiés, l'augmentation de la dose abaisse la concentration résultante de particules pendant la période de maturation du filtre (Fig. 7.7a). Les cycles utilisant le Ferriclear, puis ceux utilisant le chlorure ferrique, ont les concentrations résultantes de particules les plus faibles. Cependant, il est important de souligner que ces essais n'ont pas été effectués en parallèle. Le PACl a été testé en premier, suivi du PASS100, du chlorure ferrique et enfin du Ferriclear. Parallèlement, le cycle sans coagulation effectué avec la série d'essais utilisant le PACl a la concentration résultante de particules la plus élevée, suivi dans l'ordre par les cycles sans coagulation des séries d'essais utilisant le PASS100, le chlorure ferrique et le Ferriclear (Fig. 7.7a). Il est donc possible que le coagulant ait un effet permanent qui améliore progressivement la filtration pendant la période de maturation des cycles sans coagulation. Le chlorure ferrique et le Ferriclear qui ont été utilisés en dernier lieu pourraient avoir bénéficié de cette amélioration. Pour la période qui suit la maturation du filtre, l'augmentation de la dose de Ferriclear ou de PASS100 abaisse la concentration résultante de particules dans l'eau filtrée (Fig. 7.7b). Par contre, après la maturation, il est possible que la coagulation

sur filtre avec le chlorure ferrique ou le PACl produise plus de particules que la filtration directe sans coagulation (Fig. 7.7b).

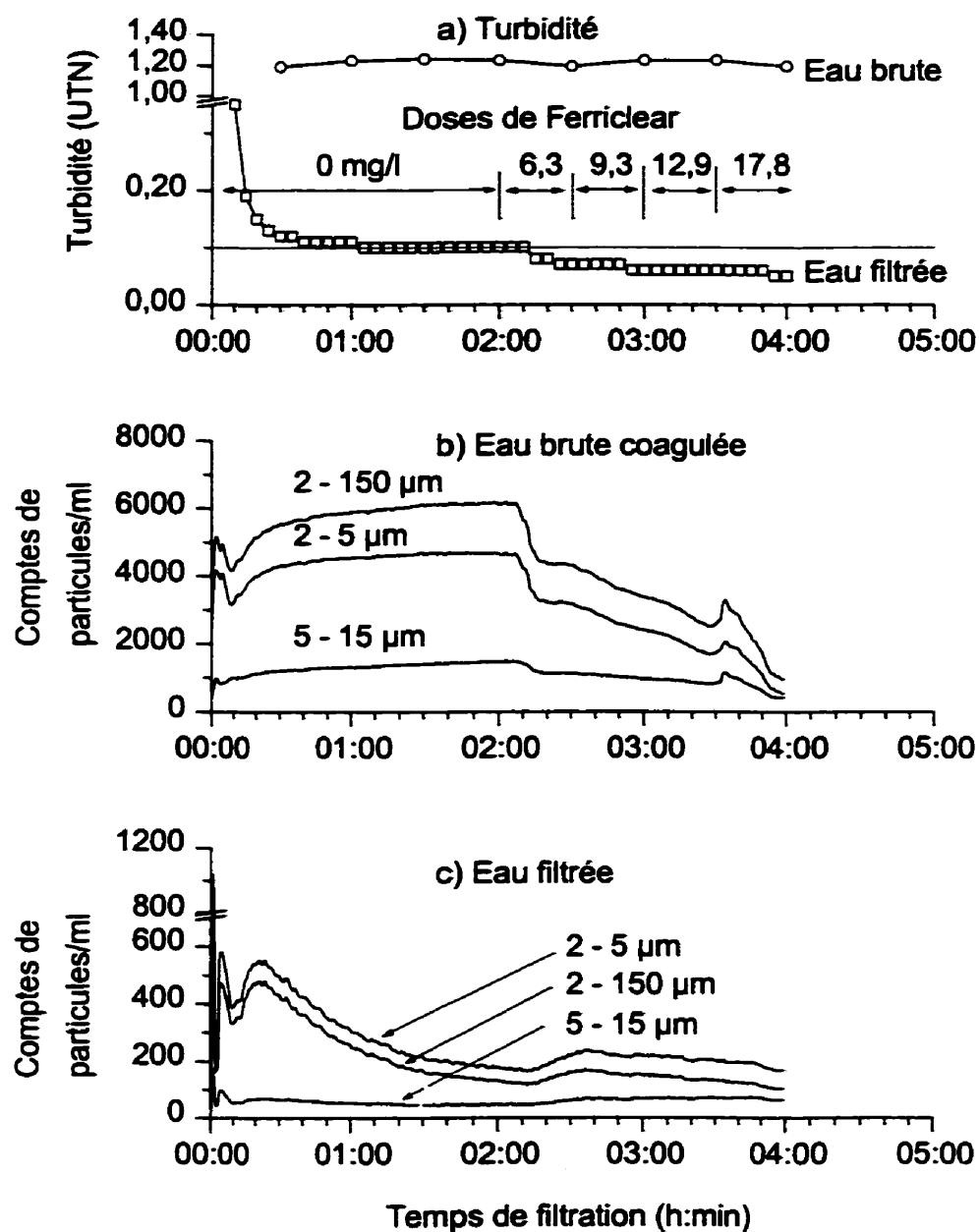


Figure 7. 12 Influence de la dose de Ferriclear, cycle numéro 489, 09/09/96: a) turbidité des eaux brute et filtrée; b) comptes de particules dans l'eau brute coagulée; c) comptes de particules dans l'eau filtrée.

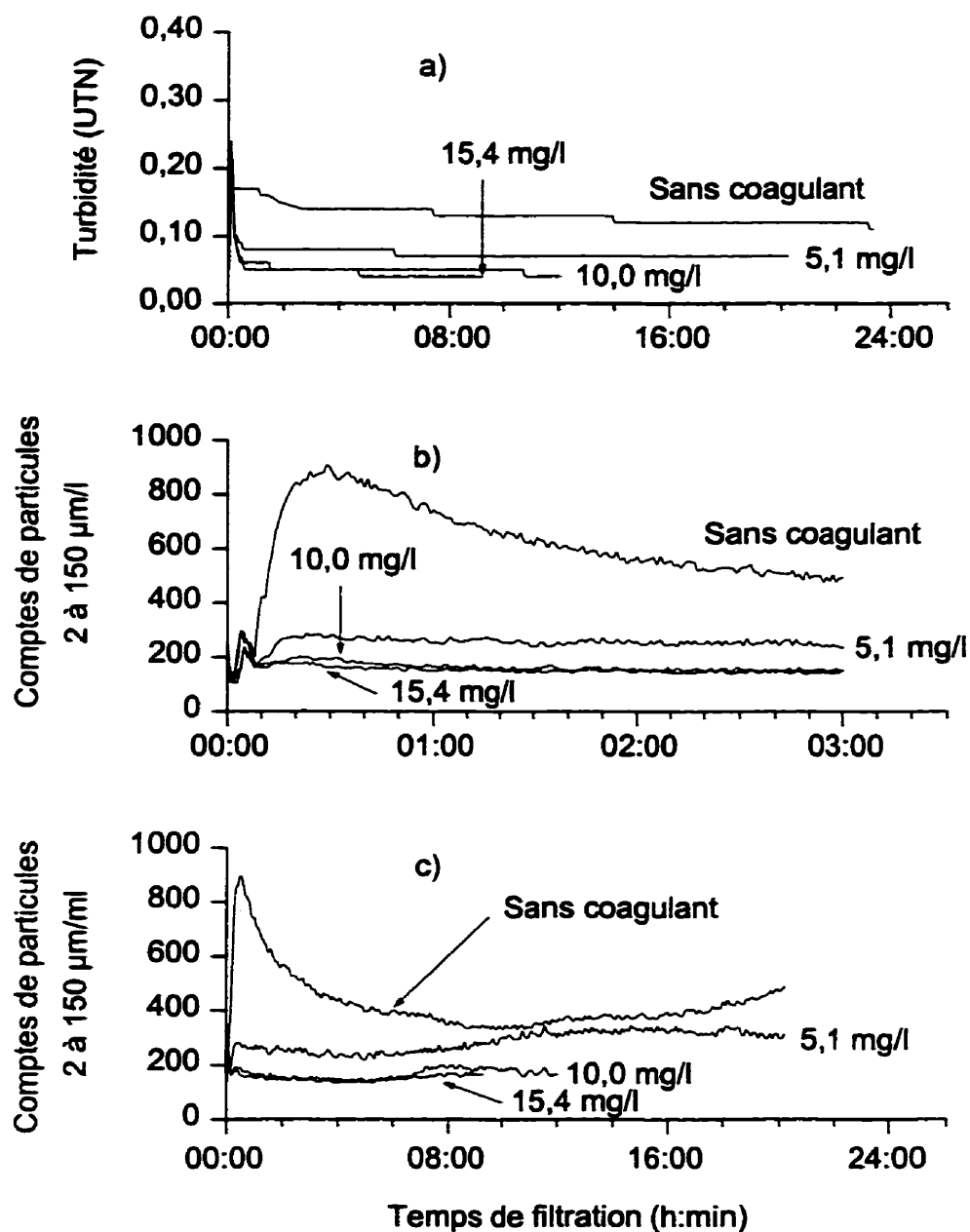


Figure 7.13 Évolution des particules dans l'eau filtrée des cycles de filtration avec ajout de Ferriclear : a) turbidité de l'eau filtrée; b) comptes de particules dans l'eau filtrée pendant la période de maturation; c) comptes de particules dans l'eau filtrée pendant le cycle.

7.3.2 CYCLES DE FILTRATION UTILISANT LES COAGULANTS ORGANIQUES DE SYNTHÈSE

La description des cycles de filtration effectués avec les coagulants organiques de synthèse est présentée au tableau 7.6. L'évolution de la turbidité et des comptes totaux de particules dans l'eau filtrée des cycles numéros 576 et 580, utilisant respectivement le Percol LT31 et le Percol LT35, est montrée à la figure 7.14. Pendant la période des essais, la turbidité de l'eau brute est plutôt stable, autour de 0,86 UTN durant le cycle numéro 576 et 0,90 UTN durant le cycle numéro 580 (Fig. 7.14a). Par contre les comptes totaux de particules dans l'eau brute sont plus variables (Fig. 7.14c). Le cycle numéro 580 utilisant 0,12 mg/l de Percol LT35 produit une eau dont la turbidité et les comptes de particules sont similaires à ceux du cycle numéro 576 utilisant 0,28 mg/l de Percol LT31. Par ailleurs, le manufacturier a limité la disponibilité du Percol LT31 pour réduire l'étendu de son inventaire, le Percol LT35 a donc été retenu pour le reste de l'étude.

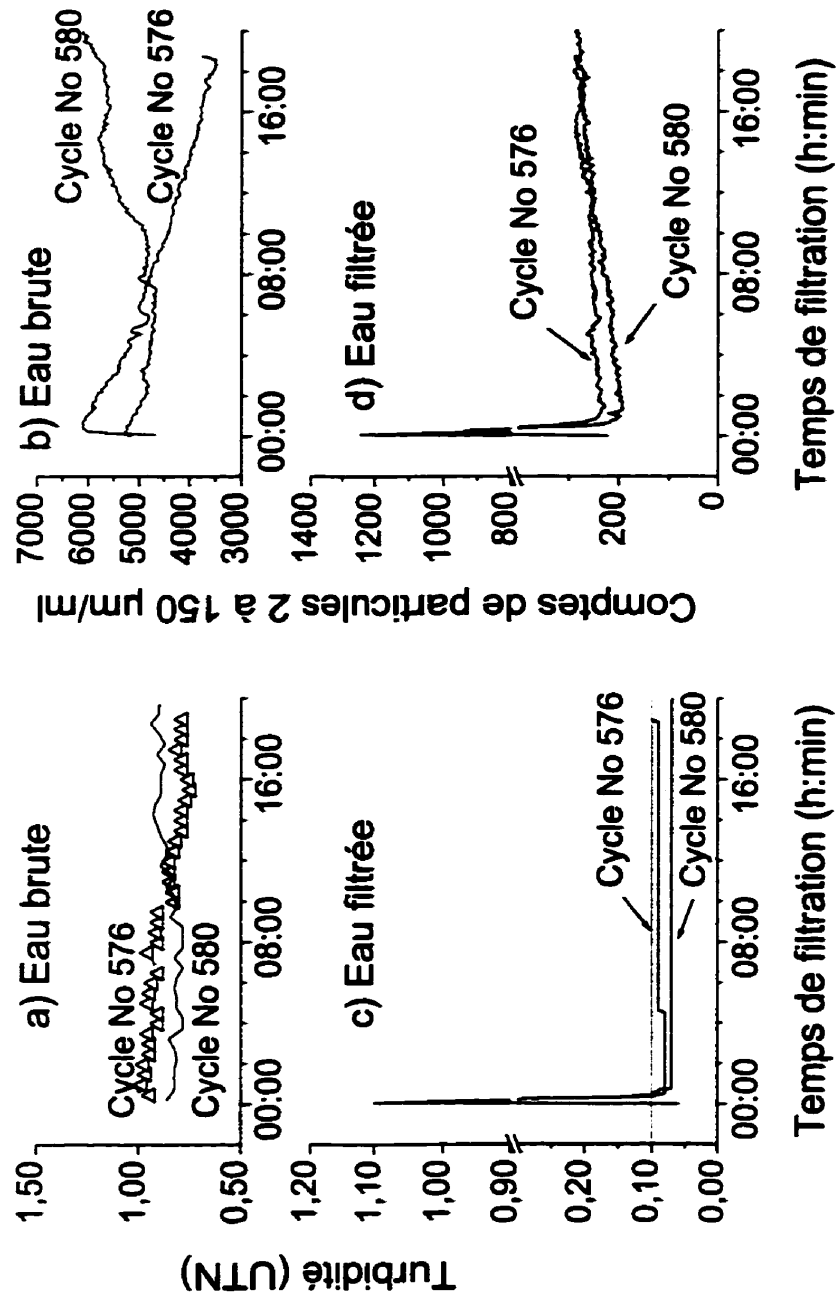


Figure 7. 14 Évolution de la turbidité et des comptes de particules des cycles numéros 576 (27/11/96, Percol LT31 0,28 mg/l) et 580 (02/12/96, Percol LT35 0,12 mg/l)

Tableau 7. 6 Description des cycles de filtration effectués avec le Percol LT31 et le Percol LT35.

No du cycle	Date	Début du cycle	Dose (mg/l)	Turbidité*		Temps** (min.)	Tempé- rature (°C)	Durée du cycle (h:min)	Pertes de charge totale (cm)	Turbidité à la fin du cycle (UTN)
				Eau brute (UTN)	Eau filtrée (UTN)					
Percol LT31										
576	96/11/27	17:01	0,28	0,86	0,09	22	3,2	18:50	114	0,1
Percol LT35										
580	96/12/02	15:45	0,12	0,90	0,07	21	3,6	40:45	163	0,08
584	96/12/16	10:31	0 à 0,16	1,58			2,8	4:54		
585	96/12/16	15:58	0,16 à 1,38	1,50	0,13	21	3,2	66:52	160	0,31
586	96/12/20	11:47	0,42	1,66	0,19	12	1,5	55:43	225	0,20

* Les données des premières 30 min de filtration sont exclues du calcul des moyennes.

** Temps de filtration nécessaire pour que la turbidité de l'effluent soit égale à 0,10 UTN.

Évolution des particules et de la turbidité pendant la période de maturation du filtre

L'influence de l'ajout du Percol LT35 sur la qualité de l'eau filtrée pendant la période de maturation du filtre a été évalué en comparant le cycle numéro 584 sans coagulation avec le cycle numéro 585 utilisant 0,16 mg/l de Percol LT35 (Fig. 7.15). Les figures 7.15a et 7.15b présentent respectivement la turbidité et les comptes totaux de particules dans l'eau brute. Les figures 7.15c et 7.15d illustrent respectivement l'évolution de la turbidité et des comptes de particules dans l'eau filtrée. La percée se produit environ 15 min après la mise en service du filtre après le lavage (Fig. 7.15d). L'ajout de Percol LT35 permet d'abaisser les comptes totaux de 1719 particules à la percée de 1719 à 705 particules/ml. Après la période de maturation du filtre, les comptes totaux de particules sont environ 466 particules/ml pour la filtration directe sans coagulation et 135 particules/ml pour la filtration directe avec ajout de Percol LT35 (Fig. 7.15d). L'ajout du polymère a donc permis d'abaisser les comptes de particules de 71 % par rapport à une filtration sans coagulation. La turbidité s'est stabilisée à 0,46 UTN, après 44 min de filtration pour le cycle sans coagulant et à 0,07 UTN après 32 min de filtration pour le cycle utilisant le Percol LT35 (Fig. 7.15c). L'ajout du Percol LT35 permet donc d'abaisser la turbidité de 84 % par rapport à la filtration directe sans coagulation. Les Log d'enlèvement des particules de 2 à 5 μm et de 5 à 15 μm sont respectivement de 2,11 et 1,28 environ pour le cycle 585, alors que pour le cycle 584, ils sont de l'ordre de 1,30 et 1,09.

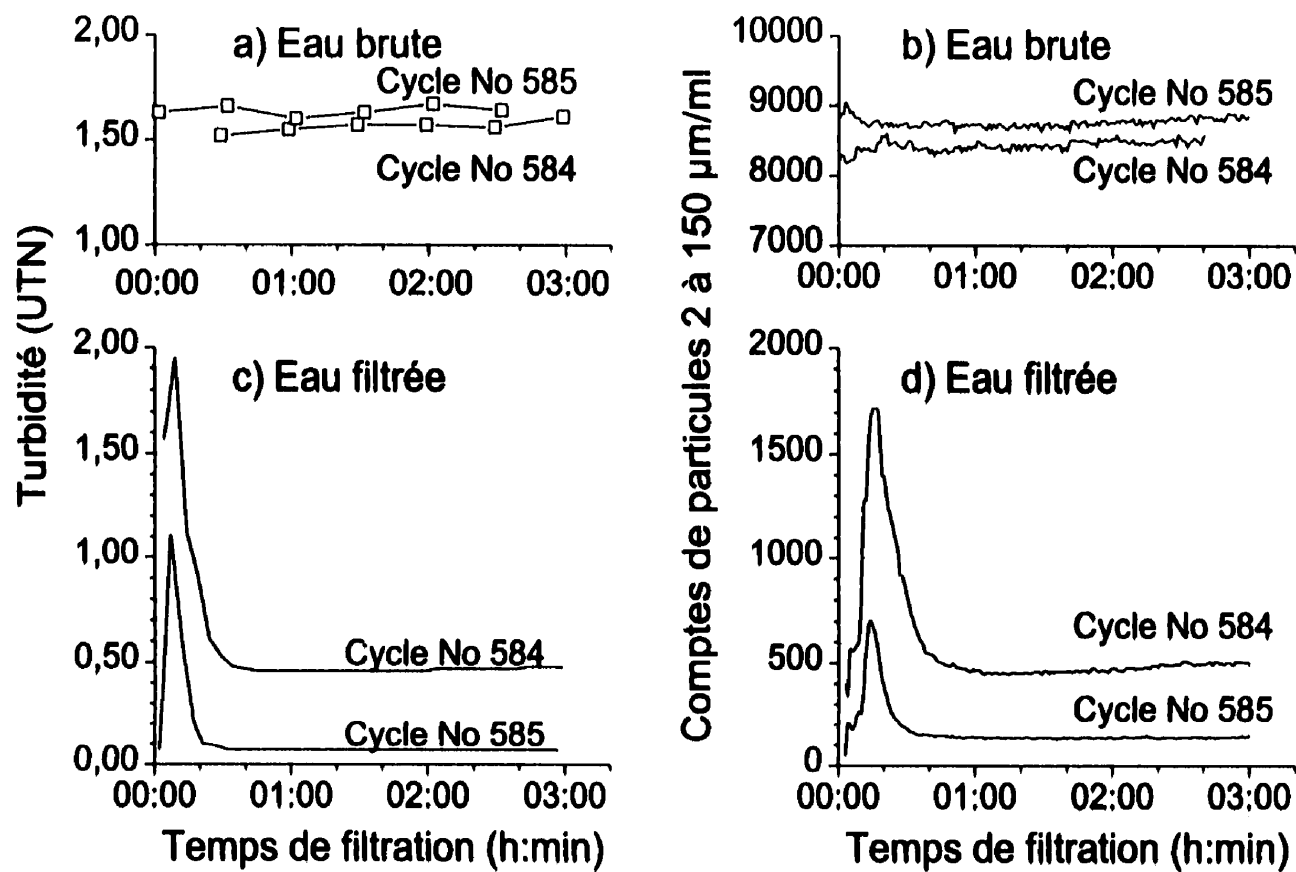


Figure 7. 15 Évolution de la turbidité et des comptes de particules pendant la période de maturation du filtre des cycles numéros 584 (16/12/96 sans coagulation) et 585 (16/12/96 Percol LT35 0,16 mg/l).

Évolution des particules et de la turbidité dans l'eau filtrée après la période de maturation du filtre

L'évolution de la qualité de l'eau filtrée après la période de maturation est illustrée par la figure 7.16. La figure 7.16a présente l'évolution des comptes de particules dans l'eau brute. La figure 7.16b montre l'évolution de la turbidité des eaux brute et filtrée. Les figures 7.16c et 7.16d illustrent respectivement l'évolution des comptes de particules dans l'eau filtrée et des Log d'enlèvement. Après 4 h de filtration environ, il y a une augmentation progressive des comptes de particules dans l'eau filtrée (Fig. 7.16c), alors que la turbidité très stable après la période de maturation du filtre (0,07 UTN) n'a commencé à augmenter qu'après 11,28 h de filtration. Afin de maintenir la turbidité en dessous de 0,10 UTN, le plus longtemps possible, il a fallu réajuster plusieurs fois la dose de coagulant. Ainsi, en augmentant la dose de 0,16 à 0,36 mg/l, il est possible d'atteindre l'objectif de turbidité ($\leq 0,10$ UTN) pendant 39,78 h. Après environ 40 h de filtration, l'augmentation de la dose de polymère est très peu efficace pour maintenir la turbidité en dessous de 0,10 UTN et ralentir l'augmentation des comptes de particules dans l'eau filtrée (Fig. 7.16c). Il a fallu ajouter 0,76 mg/l pour baisser momentanément la turbidité de 0,28 à 0,10 UTN, mais peu de temps après les comptes de particules et la turbidité ont recommencé à augmenter. Le cycle de filtration a été arrêté après 66,87 h alors que la dose de Percol LT35, la turbidité et les pertes de charge totale étaient respectivement de 1,38 mg/l, 0,31 UTN et 160 cm. L'augmentation des particules, même si la qualité de l'eau brute s'améliore, explique les faibles Log d'enlèvement obtenus vers la fin des cycles (Fig. 7.16d). Par ailleurs, les résultats montrent aussi que la

turbidité est très peu sensible pour évaluer le traitement. Pendant environ 9 h de filtration (entre 30,95 et 49,87 h), les comptes de particules ont augmenté de 18 % alors que la turbidité est restée constante à 0,10 UTN (Fig. 7.16b et 7.16c).

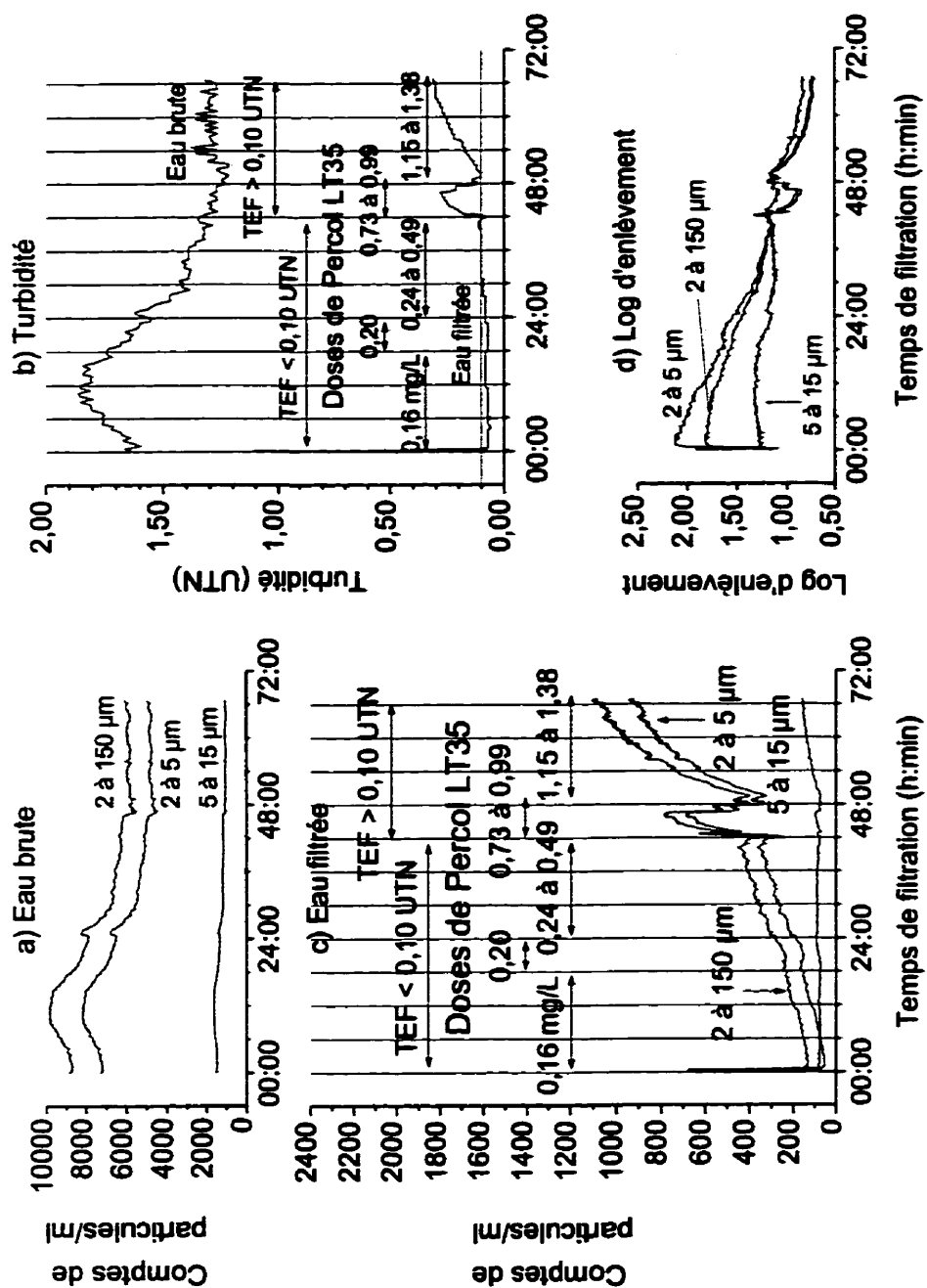


Figure 7.16 Évolution de la turbidité et des comptes de particules, cycle No 585, 16/12/96, 0,16 à 1,38 mg/l de Percol LT35 (TEF = turbidité de l'eau filtrée).

Les comptes totaux de particules dans l'eau filtrée correspondants à une turbidité de 0,10 UTN varient durant le cycle de filtration. Le tableau 7.7 présente quelques valeurs de comptes de particules dans l'eau filtrée et la turbidité correspondante. Le cycle numéro 584 a été commencé sans coagulation. Après 4,17 h de filtration, une dose de Percol LT35 de 0,11 mg/l a été ajoutée et à 4,65 h, la dose a été augmentée à 0,16 mg/l (Fig. 7.17). Après 40 min de filtration avec coagulation, la turbidité de l'eau filtrée est de 0,10 UTN et les comptes totaux de particules de 155/ml (Tableau 7.7). Pour le cycle 585, la dose de coagulant a été ajustée plusieurs fois afin de maintenir la turbidité de l'eau filtrée en dessous de 0,10 UTN (Fig. 7.16). Les comptes totaux de particules dans l'eau filtrée, correspondants à une turbidité de 0,10 UTN, augmentent avec le temps de filtration (Tableau 7.7). Vers la fin du cycle numéro 585, la turbidité de l'eau filtrée est de 0,30 UTN et les comptes de particules de 1066/ml. Par contre pour une eau non coagulée et filtrée, la turbidité de l'effluent est de 0,50 UTN et les comptes totaux de particules de 555/ml (Tableau 7.7). Les particules responsables de l'augmentation des comptes dans l'eau filtrée ne sont donc pas de même nature que les particules initialement présentes dans l'eau brute naturelle, mais elles sont plutôt des particules de floes produites par la floculation dans les pores du milieu filtrant ou enlevées des dépôts de floes préalablement retenus. Dans ces conditions, les Log d'enlèvement des particules ne sont pas valables pour estimer l'enlèvement des particules de la taille des kystes de protozoaires pathogènes.

Tableau 7. 7 Variation des comptes totaux de particules dans l'eau filtrée correspondants à la turbidité de 0,10 UTN.

Numéro du cycle	Date	Temps de filtration après le lavage (h:min)	Dose de Percol LT35 (mg/l)	Turbidité de l'eau filtrée (UTN)	Comptes totaux de particules dans l'eau filtrée/ml
584	16/12/96	4:10	0,00	0,50	556
		4:50	0,16	0,10	155
585	16/12/96	30:57	0,24	0,10	368
		39:47	0,24	0,10	435
		65:57	1,38	0,30	1066

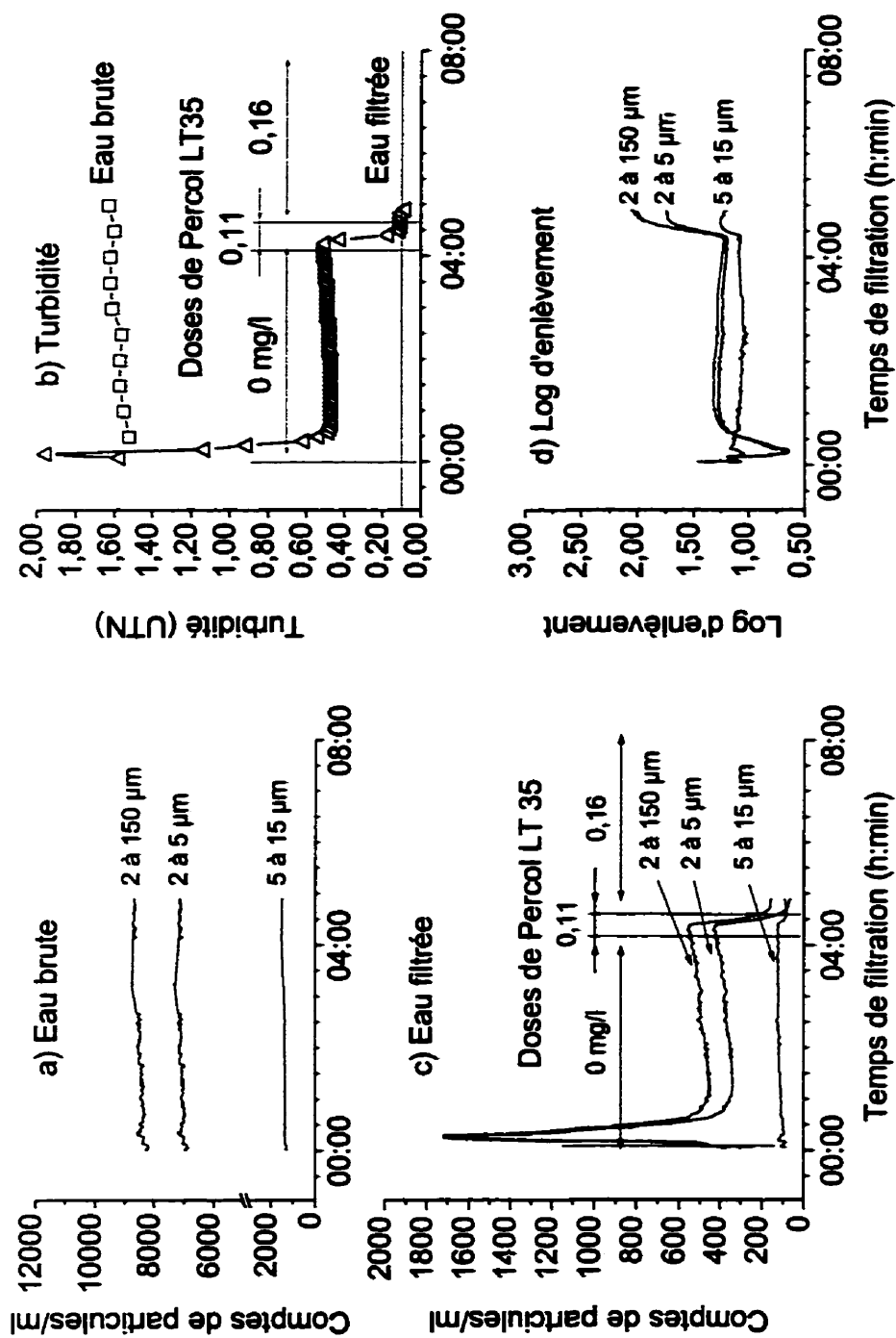


Figure 7. 17 Évolution de la turbidité et des comptes de particules, cycle No 584, 16/12/96, 0 à 0,16 mg/l de Percol LT35.

L'évolution des comptes de particules et de la turbidité du cycle numéro 586 est montrée à la figure 7.18. Peu de temps après le début du cycle, la turbidité et les comptes de particules dans l'eau filtrée augmentent (Fig. 7.18b et 7.18c). L'augmentation semble être accentuée par le changement de la qualité de l'eau brute qui est passée progressivement de 1,38 à 1,89 UTN au cours des 13 premières heures de filtration (Fig. 7.18a), alors que la dose de polymère (0,42 mg/l) a été estimée pour une turbidité de l'eau brute de 1,38 UTN. La performance du filtre est donc très dépendante de la dose de coagulant. Après 12 min de filtration, la turbidité de l'eau filtrée a égalé 0,10 UTN, puis 0,06 UTN après 28 min, elle a ensuite augmenté progressivement pour atteindre 0,10 UTN après 5,22 h de filtration.

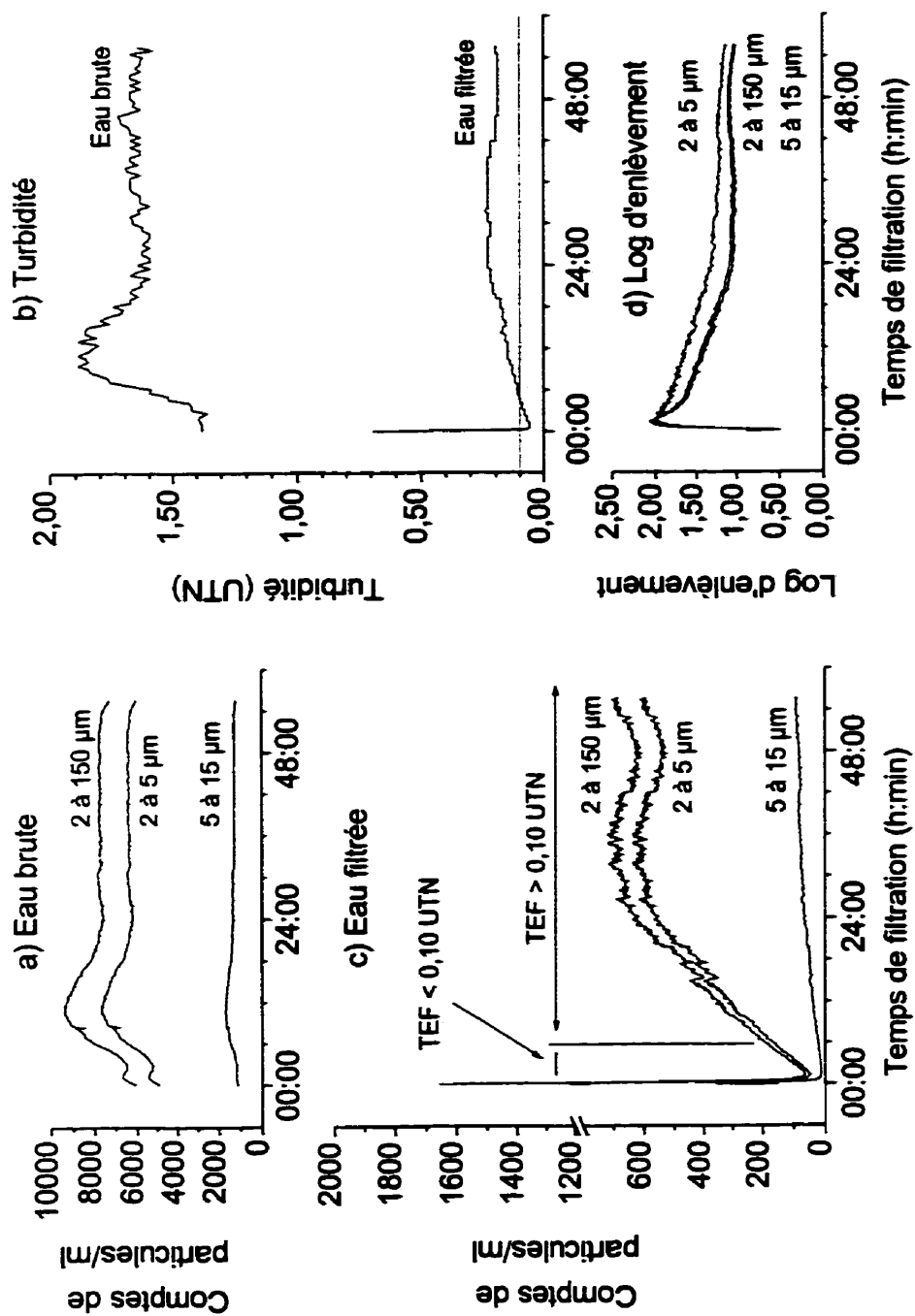


Figure 7.18 Évolution des comptes de particules, cycle numéro 586, 20/12/96, 0,42 mg/l de Percol LT35 (TEF = turbidité de l'eau filtrée).

7.4 CONCLUSIONS

L'ajout de coagulant améliore significativement la qualité de l'eau filtrée. Tous les coagulants permettent de produire une eau de turbidité inférieure à 0,10 UTN après la période de maturation du filtre. L'ajout de Ferriclear a permis d'atteindre une turbidité de 0,10 UTN après 13 min de filtration. Parmi les coagulants inorganiques, l'ajout de Ferriclear donne les concentrations résultantes de particules les plus faibles

Pour tous les coagulants inorganiques, la durée de la filtration qui est comprise entre 9 et 26 h diminue lorsque la dose de coagulant augmente. Lorsque les coagulants inorganiques sont utilisés, c'est l'atteinte de la perte de charge maximale admissible qui limite la durée des cycles.

L'ajout de Percol LT35 permet d'avoir un cycle de filtration qui dure environ 40 h avec une turbidité de l'eau filtrée inférieure ou égale à 0,10 UTN. Lorsque le Percol LT35 est utilisé, ce sont les comptes de particules ou la turbidité qui limitent la durée des cycles et non la perte de charge totale. L'ajout de Percol LT35 a permis d'atteindre une turbidité de l'eau filtrée de 0,10 UTN après 12 min de filtration.

La turbidité n'est pas assez sensible pour détecter les différences de performance dues à une variation de la dose de coagulant. Après la période de maturation du filtre, la turbidité montre généralement une longue période de stabilité, alors que les comptes de particules dans l'eau filtrée augmentent progressivement. Avec le PACl, le PASS100 et le chlorure ferrique, lorsque le cycle est avancé, il est possible que les comptes de

particules dans l'eau filtrée soient plus importants que ceux d'une filtration sans ajout de coagulant.

La comparaison des comptes de particules et de turbidité permet de conclure que l'augmentation continue des particules dans l'eau filtrée serait due à des particules de floes et non à des particules résiduelles qui étaient présentes initialement dans l'eau brute. Dans ces conditions, les Log d'enlèvement ne sont pas valables pour estimer l'enlèvement des kystes de protozoaires pathogènes.

CHAPITRE 8

SYNTHÈSE

L'évolution des particules dans l'eau filtrée en fonction des conditions de filtration et les corrélations entre les comptes de particules, les spores aérobies et la turbidité ont été étudiées sur une installation pilote fonctionnant en filtration directe.

Les essais préliminaires effectués en laboratoire ont montré que les essais de coagulation filtration sont une méthode sensible pour sélectionner les coagulants. Tel que montré par d'autres auteurs (Brink, 1984; Choi, 1983), les courbes de turbidité versus la dose de coagulant ont la forme caractéristique d'un "U" ou d'un "L". Il est possible d'abaisser la turbidité de l'eau filtrée jusqu'à 0,10 UTN par la coagulation suivie de la filtration. Les plus faibles doses de coagulant requises pour atteindre une turbidité de 0,10 UTN sont obtenues avec le PACl pour les coagulants à base d'aluminium et le chlorure ferrique pour les coagulants à base de fer. La coagulation filtration enlève très peu de carbone organique dissous. Lorsque la turbidité de l'eau filtrée est abaissée jusqu'à 0,10 UTN, le meilleur pourcentage d'enlèvement du COD qui est de 23 % est obtenu avec le chlorure ferrique. Les faibles enlèvements de COD observés vont dans le sens des travaux de Edzwald (1994) qui a montré que lorsque le SUVA (absorbance UV spécifique) est inférieur à 3, l'enlèvement du COD par coagulation est faible. Le fait que le chlorure ferrique enlève plus de COD que le PACl est en accord avec une autre étude (Kavanaugh, 1978) qui a montré que l'enlèvement du carbone organique total (COT) est plus élevé avec le fer (III) qu'avec l'alun. Il existe une relation linéaire entre la quantité

de coagulant ajoutée et la concentration résiduelle de COD. Enfin, les essais de coagulation-filtration sont limités par le fait qu'ils ne renseignent pas sur la qualité de l'eau filtrée après la période maturation du filtre et la longueur des cycles de filtration. Ces aspects qui sont importants dans le choix d'un coagulant ne peuvent être examinés qu'à l'aide d'un filtre pilote.

Suite aux conclusions des essais préliminaires de laboratoire, le PACl a été le premier coagulant utilisé sur l'installation pilote. Les résultats montrent que lorsque la turbidité de l'eau brute est faible, la courbe d'évolution des comptes de particules en fonction du temps de filtration montre les trois phases caractéristiques d'un cycle de filtration, soient les périodes de maturation, de fonctionnement normal et de crevaisson. Par contre, la courbe d'évolution de la turbidité ne montre pas toujours la crevaisson du filtre (Fig. 5.3 et 5.4). Par ailleurs, après la période de maturation du filtre, la turbidité montre généralement une longue période de stabilité, alors que les comptes de particules dans l'eau filtrée augmentent progressivement (chapitre 7). Il est possible que la turbidité ne permette pas de déceler les différences de qualité d'eau filtrée dues à la variation de la dose de coagulant (Fig. 7.6a). Ces résultats vont dans les sens des travaux de plusieurs auteurs qui ont montré que les comptes de particules sont plus sensibles que la turbidité (Beard II et Tanaka, 1977; Goldgrabe et al., 1993; Hargesheimer et al., 1992; McTigue et Cornwell, 1988).

Les résultats obtenus, tout au long de l'étude, montrent que l'évolution des comptes totaux de particules et des comptes de particules dont les dimensions sont dans les

gammes de 2 à 5 μm et de 5 à 15 μm révèle les mêmes tendances de la qualité de l'eau filtrée (chapitre 5). Il existe une corrélation linéaire entre les enlèvements des comptes totaux (2 à 150 μm) et l'enlèvement des comptes de particules des autres gammes (2 à 5 μm et 5 à 15 μm). Le suivi des comptes totaux permet de voir les variations de la qualité de l'eau et d'estimer l'enlèvement des particules de 2 à 5 μm . Ces observations entre les comptes totaux de particules et les comptes de particules des autres gammes de taille militent en faveur des moniteurs de particules. Ces derniers fournissent seulement le nombre total de particules et sont moins coûteux que les compteurs de particules.

Les relations entre les comptes totaux de particules, les spores aérobies et la turbidité ont été étudiées au chapitre 6. Il existe de bonnes corrélations linéaires entre l'enlèvement des comptes totaux de particules et les spores aérobies ou la turbidité. Les comptes totaux de particules mettent en évidence une dégradation progressive de la qualité de l'eau filtrée qui commence juste après la période de maturation et continue jusqu'à la fin du cycle de filtration (chapitre 6 et 7). Les spores aérobies ne montrent cette dégradation que beaucoup plus tard alors que la turbidité ne la montre que faiblement. Les spores aérobies se situeraient donc entre les comptes de particules qui sont plus sensibles et la turbidité qui est le moins sensible des trois indicateurs. La comparaison des comptes de particules dans l'eau filtrée et de sa turbidité permet de conclure que l'augmentation continue des particules dans l'eau filtrée serait due à des particules de floccs et non à des particules résiduelles qui étaient présentes initialement dans l'eau brute (chapitre 7). Ceci explique les faibles Log d'enlèvement qui sont obtenus vers la fin des cycles de filtration.

Cette étude a montré que tous les coagulants testés sont capables d'abaisser la turbidité de l'eau filtrée à des valeurs inférieures ou égales à 0,10 UTN. Cependant, l'ajout des doses de coagulants inorganiques requises entraîne un accroissement rapide des pertes de charge qui limitent la durée du cycle de filtration entre 9 et 26 h. Dans ces cas, l'accroissement des pertes de charge à travers le filtre est plutôt causé par les précipités d'hydroxyde de métal et non par l'accumulation des substances enlevées (Coccagna, 1989). Avec les coagulants organiques de synthèse, il est possible de réaliser 40 h de filtration sans atteindre la perte de charge totale admissible. Par contre, l'augmentation des particules dans l'eau filtrée est plus prononcée que dans le cas des coagulants inorganiques.

CHAPITRE 9

CONCLUSION GÉNÉRALE

L'étude de l'évolution des particules dans l'effluent d'une filière de filtration directe et l'examen des relations entre les enlèvements des comptes de particules, des spores aérobies et de la turbidité ont mis en évidence les éléments suivants :

1. Les essais de coagulation-filtration sont une méthode sensible pour faire une sélection préliminaire en laboratoire des coagulants qui sont utilisés en filtration directe. L'ajout de coagulant permet d'abaisser la turbidité de l'eau filtrée jusqu'à 0,10 UTN. Il existe des relations linéaires entre la quantité de coagulant utilisée et la concentration résiduelle de COD. Par contre, l'enlèvement de COD par coagulation-filtration est faible pour les eaux étudiées.
2. L'évolution des comptes totaux de particules et des comptes de particules d'autres gammes de tailles révèle les mêmes tendances concernant les variations de qualité de l'eau filtrée. Il existe de bonnes corrélations linéaires entre l'enlèvement des comptes totaux de particules et l'enlèvement des particules des autres gammes. Par conséquent, l'enlèvement des comptes totaux de particules permet d'estimer l'enlèvement des autres particules.
3. Il existe également des relations linéaires entre les enlèvements des comptes totaux de particules, des spores aérobies ou de la turbidité.

4. Il est possible que l'augmentation des particules dans l'eau filtrée, qui a été observée tout au long de l'étude et qui est plus prononcée dans le cas des polyélectrolytes organiques de synthèse, soit due à des particules de micro floes. Cela explique les faibles Log d'enlèvement qui sont obtenus vers la fin des cycles de filtration.
5. Tous les coagulants inorganiques testés permettent d'abaisser la turbidité de l'eau filtrée à 0,10 UTN. Cependant, l'ajout des doses requises entraîne un accroissement rapide des pertes de charge qui limitent la durée des cycles de filtration entre 9 et 26 h. Avec les coagulants organiques de synthèse, il est possible de réaliser des cycles de filtration de 40 h sans atteindre la perte de charge totale admissible.

L'étude a des implications pratiques importantes. Les bonnes corrélations entre l'enlèvement des comptes totaux de particules et des particules des autres gammes de taille montrent qu'il est possible d'estimer l'enlèvement des kystes de protozoaires à partir de l'enlèvement des comptes totaux de particules. Ce fait favorise l'utilisation des moniteurs de particules qui ne mesure que les comptes de particules et qui sont des appareils moins coûteux que les compteurs de particules.

Le comptage des particules est aujourd'hui la méthode la plus rapide pour estimer l'enlèvement des kystes de protozoaires pathogènes. Les relations linéaires entre les enlèvements des comptes totaux de particules et les spores aérobies indiquent qu'il est possible d'estimer l'enlèvement des kystes à partir de l'enlèvement des spores aérobies. Cependant, puisque les pentes des droites sont fonction des conditions de traitement, il faudrait disposer d'une base de données afin de pouvoir utiliser les spores aérobies

comme méthode de routine pour estimer l'enlèvement des kystes. Par contre, dans le cas d'une étude pilote de sélection de chaîne de traitement, les données de spores aérobies sont directement utilisables. La filière qui enlève le plus de spores aérobies enlève le plus de kystes.

L'étude a aussi montré les limites concernant la quantité et la qualité de l'eau produite par une filtration directe (10 m/h) utilisant des coagulants inorganiques ou des polyélectrolytes organiques de synthèse.

Puisque pour les conditions de traitement étudiées, il est possible d'avoir des micro flocs dans l'effluent, nous recommandons une étude d'optimisation de la filtration directe utilisant une installation pilote avec plusieurs chaînes de traitement fonctionnant en parallèle afin d'examiner l'impact des facteurs suivants sur la stabilité de la qualité de l'eau produite évaluée par les comptes de particules : 1) l'utilisation de coagulant inorganique, de coagulant organique de synthèse ou l'utilisation conjointe des deux types de coagulant; 2) le temps nécessaire à l'utilisation de tout le coagulant injecté; 3) la floculation; 3) la vitesse de filtration; 4) la granulométrie du matériau filtrant.

CHAPITRE 10

BIBLIOGRAPHIE

AGUIAR, A., LEFEBVRE, E., RAHNI, M. et LEGUBE, B. (1996). Relationship between raw water TOC and the optimum coagulant dose (Iron III Chloride). Environmental Technology, 17, 381-389.

AL-ANI, M. Y., HENDRICKS, D. W., LOGSDON, G. S. et HIBLER, C. P. (1986). Removing *Giardia* kystes from low turbidity waters by rapide rate filtration. Journal of American Water Works Association, 78(5), 66-73.

AMIRTHARAJAH, A. (1988). Some theoritical and conceptual views of filtration. Journal of American Water Works Association, 80(12), 36-46.

AMIRTHARAJAH, A. et WETSTEIN, D. P. (1980). Initial degradation of effluent quality during filtration. Journal of American Water Works Association, 69(10), 533-538.

APHA, AWWA et WEF. (1992). Standard methods for the examination of water and wastewater, American Public Health Association, Washington, DC.

BARBEAU, B. (1996). Évaluation des bactéries sporulantes aérobies comme indicateur de l'efficacité du traitement d'une filière d'eau potable. Mémoire de maîtrise ès sciences appliquées, École Polytechnique de Montréal, Montréal, Canada.

BARBEAU, B., BOULOS, L., DESJARDINS, R., COALLIER, J. et DUCHESNE, D. (1997). A modified method for the enumeration of aerobic spore-forming bacteria. Canadian Journal of Microbiology, **43**, 976-980.

BEARD II, J. D. et TANAKA, T. S. (1977). A comparison of particle counting and nephelometry. Journal of American Water Works Association, **69**(10), 533-538.

BELLAMY, W. D., CLEASBY, J. L., LOGSDON, G. S. et ALLEN, M. J. (1993). Assessing treatment plant performance. Journal of American Water Works Association, **85**(12), 34-38.

BRAIDECH, T. E. et KARLIN, R. J. (1985). Causes of waterborne Giardiasis outbreak. Journal of American Water Works Association, **77**(12), 48-51.

BRINK, D. R. (1984). The jar-filtration test as a bench scale evaluation of coagulants for low turbidity waters. Master thesis, Colorado State University, Fort Collins, USA.

CALIFORNIA DEPARTMENT OF HEALTH SERVICES. (1992). Guidelines for the use of particle counting in demonstration studies under the California Surface Water Treatment Rules, Technical Programs Branch, Office of Drinking Water.

CHOI, S. (1983). Coagulation in low turbidity water. Master Thesis, Colorado State University, Fort Collins, USA.

COALLIER, J., PRÉVOST, M., BARBEAU, B., BOULOS, L. et DESJARDINS, R. (1996). Full scale physical and chemical removals of a fast response and economic microbial indicator. American Water Works Association. Water Quality Technology Conference Proceedings, Boston, Massachusetts.

COCCAGNA, L. (1989). Direct filtration. Water wastewater and sludge filtration, S. Vigneswaran et Ben-Aim, R., eds., CRC Press Inc., Boca Raton, Florida, 57-75.

COLTON, J. F., HILLIS, P. et FITZPATRICK, C. S. B. (1996). Filter backwash and start-up strategies for enhanced particulate removal. Water Research, 30(10), 2502-2507.

COMMITTEE REPORT. (1980). The status of direct filtration. Journal of American Water Works Association, 72(7), 405-411.

CROZES, G. F., KREFT, P. et PATANIA, N. (1994). Treatment of cold, low turbidity, low alkalinity waters to meet the SWTR Pacific Northwest Experiences. American Water Works Association. Water Quality Technology Conference Proceedings, San Francisco, Californie, 793-815.

CULP, R. L. (1977). Direct filtration. Journal of American Water Works Association, 69(7), 375-378.

DEGRÉMONT. (1989a). Mémento technique de l'eau, Tome 1, Technique et Documentation Lavoisier, Paris.

DEGRÉMONT. (1989b). Mémento technique de l'eau, Tome 2, Technique et Documentation Lavoisier, Paris.

DESJARDINS, R. (1990). Le traitement des eaux, École Polytechnique de Montréal, Montréal.

EDZWALD, J. K. (1994). Coagulation concepts for removal of total organic carbon. American Water Works Association. Water Quality Technology Conference Proceedings, San Francisco, Californie, 1465-1481.

FOSTER, J., HELFRICH, G. G. et HAAS, D. L. (1994). Particle count as an effective tool for filter evaluations. American Water Works Association. Water Quality Technology Conference Proceedings, San Francisco, CA, 1009-1026.

FOX, K. R. et LYTLE, D. A. (1994). *Cryptosporidium*: the milwaukee experience and relevant research. American Water Works Association. Annual Conference Proceedings, New York, New York.

FRANÇOIS, R. J. et VAN HAUTE, A. A. (1985). Backwash and conditioning of a deep bed filter. Water Research, 19(11), 1357-1362.

GAMMIE, L. (1984). Particle counting and turbidity in water treatment. Western Canada Water and Sewage Conference. Proceedings of the 36 th Annual Convention, Calgary, Alberta, 95-108.

GIMBEL, R. (1989). Theoretical approach to deep bed filtration. Water wastewater and sludge filtration, S. Vigneswaran et Ben Aim, R., eds., CRC Press Inc., Boca Raton, Florida.

GOLDGRABE, J. C., SUMMERS, R. S., MILTNER, J. C. et FOX, K. R. (1992). Particle counting as a method of evaluating conventional and biological filter performance. American Water Works Association. Water Quality Technology Conference Proceedings, Toronto, Ontario, 1527-1557.

GOLDGRABE, J. C., SUMMERS, R. S. et MILTNER, R. J. (1993). Partical removal and head loss development in biological filters. Journal of American Water Works Association, 85(12), 94-106.

GOLDGRABE, J. C., WILKINS, K. A., LAI, H. et MARLER, B. (1994). Increasing *Giardia* removal credits through particle removal demonstration studies. American Water Works Association. Annual Conference Proceedings, New York, New York, 397-415.

HAAS, C. N., CROCKETT, C. S., ROSE, J. B., GERBA, C. P. et FAZIL, A. M. (1996). Assessing the Risk Posed by Oocysts in Drinking Water. Journal of American Water Works Association, 88(9), 131-136.

HARGESHEIMER, E. E., LEWIS, C. M. et YENTSCH, C. M. (1992). Evaluation of particle counting as a measure of treatment plant performance, American Water Works Research Foundation and American Water Works Association, Denver, Colorado.

HARGESHEIMER, E. E. et SATCHWILL, T. (1987). Pilot plant assessment of coagulation and filtration strategies for treatment of cold , low turbidity waters. American Water Works Association. Annual Conference Proceedings, Kansas City, MO., 1855-1871.

HERZIG, J. R. (1970). Flow of suspension through porous media, application to deep bed filtration. Industrial and Engineering Chemistry, 62(8).

HILMOE, D. J. et CLEASBY, J. L. (1986). Comparing constant-rate and declining-rate direct filtration of a surface water. Journal of American Water Works Association, 78, 26-34.

IVES, K. J. (1969). Theory of filtration. Special subject 7. International Water Supply Congress Proceedings. International Water Supply Association, London.

IWASAKI, T. (1937). Some notes on sand filtration. Journal of American Water Works Association, 29, 1591.

JAKUBOWSKI, W., BOUTROS, S., FABER, R., GHORSE, W., LECHEVALLIER, M., ROSE, J., SCHAUB, S., SINGH, A. et STEWART, M. (1996). Environmental methods for *Cryptosporidium*. Journal of American Water Works Association, 88(8), 107-121.

KAVANAUGH, M. C. (1978). Modified coagulation for improved removal of trihalomethane precursors. Journal of American Water Works Association, 70(11), 613-620.

KAVANAUGH, M. C., TATE, C. H., TRUSSELL, A. R., TRUSSELL, R. R. et TREWEEK, G. (1980). Use of particle size distribution measurements for selection and control of solid/liquid separation processes. Particulates in water, characterisation, fate, effects and removal, M. C. Kavanaugh et Leckie, J. O., eds., Advances in Chemistry Series, volume 189. American Chemical Society, Washinton, D.C.

LAWLER, D. F., O'MELIA, C. R. et TOBIASON, J. E. (1980). Integral water treatment plant design from particle size to plant performance. Particulates in water, characterisation, fate, effects and removal, M. C. Kavanaugh et Leckie, J. O., eds., Advances in Chemistry Series, volume 189. American Chemical Society, Washington, D.C.

LECHEVALLIER, M. W. et NORTON, W. D. (1992). Examining relationships between particle counts and *Giardia*, *Cryptosporidium* and turbidity. Journal of American Water Works Association, 84(12), 54-60.

LEFEBVRE, E. et LEGUBE, B. (1990). Iron (III) coagulation of humic substances extracted from surface waters: effect of pH and humic substances concentration. Water Research, 24(5), 591-606.

LETTERMAN, R. (1994). Regs change use of turbidity measurements. Opflow, August, 5-7.

LETTERMAN, R. D. (1987). An overview of filtration. Journal of American Water Works Association, 79(12), 26-32.

LETTERMAN, R. D. et PÉRO, R. W. (1990). Contaminants in polyelectrolytes used in water treatment. Journal of American Water Works Association, 82(11), 87-97.

LETTERMAN, R. D., SAMA, R. R. et DiDOMENICO, E. J. (1979). Direct filtration using polyelectrolyte coagulants. Journal of American Water Works Association, 71(6), 332-338.

LEWIS, C. M. et MANZ, D. H. (1991). Light-scatter particle counting: improving filtered water quality. Journal of Environmental Engineering, 117(2), 209-223.

LIN, S. D. (1985). *Giardia lamblia* and water supply. Journal of American Water Works Association, 77(2), 40-47.

LOGSDON, G. S. et FOX, K. (1982). Getting your money's worth from filtration. Journal of American Water Works Association, 77, 61-66.

LYTLE, D. A., FOX, K. R., RICE, E. W., OWENS, J. et JOHNSON, C. H. (1996). The use of aerobic spore forming bacteria for evaluating drinking water treatment performance. American Water Works Association. Annual Conference Proceedings, Toronto, Ontario.

MCCORMICK, R. F. et KING, P. H. (1982). Factors that affect the use of direct filtration in treating surface waters. Journal of American Water Works Association, 74(5), 234-242.

MCCOY, W. F. et OLSON, B. H. (1986). Relationship among turbidity, particle counts and bacterial quality within water distribution lines. Water Research, 20(8), 1023-1029.

MCTIGUE, N. E. et CORNWELL, D. A. (1988). The use of particle counting for the evaluation of filter performance. American Water Works Association. Seminar on filtration: Meeting new standards, Denver, Colorado, 47-76.

MOSHER, R. R. et HENDRICKS, D. W. (1986). Rapid rate filtration of low turbidity water using field scale pilot filters. Journal of American Water Works Association, 78(12), 42-51.

NIEMINSKI, E. C. et ONGERTH, J. E. (1995). Removing *Giardia* and *Cryptosporidium* by conventional treatment and direct filtration. Journal of American Water Works Association, 87, 96-106.

PIRNIE (MALCOM) INC. (1989). Guidance manual for compliance with the filtration and disinfection requirements for public water systems using surface water sources, October 1989 edition. National Technical Information Service PB90-148016.

REGLI, S., ROSE, J. B., HAAS, C. N. et GERBA, C. P. (1991). Modeling the Risk from *Giardia* and Viruses in Drinking Water. Journal of American Water Works Association, **83**(11), 76-84.

RICE, E. W., FOX, K. R., MILTNER, R. J., LYTLE, D. A. et JOHNSON, C. H. (1994). A microbiological surrogate for evaluating treatment efficiency. American Water Works Association. Water Quality Technology Conference Proceedings, San Francisco, California, 2035-2045.

RICE, E. W., FOX, K. R., MILTNER, R. J., LYTLE, D. A. et JOHNSON, C.H. (1996). Evaluating plant performance with endospores. Journal of American Water Works Association, **88**(9), 122-130.

ROSE, J. B. (1988). Occurence and significance of *Cryptosporidium* in water. Journal of American Water Works Association, **80**(2), 53-77.

SANTÉ Canada. (1996). Recomandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, Canada.

SIGRIST, W. (1975). Verwertung neuester Erkenntnisse in der Trübungsmessung, dargestellt am Beispiel Sigrist-Photometers. Vom Wasser, **44**, 187-201.

SOLO-GABRIELE, H. et NEUMEISTER, S. (1996). US outbreaks of *Cryptosporidiosis*. Journal of American Water Works Association, **88**(9), 76-86.

STUMP, V. L. et NOVAK, J. T. (1979). Polyelectrolyte selection for direct filtration. Journal of American Water Works Association, 71(6), 338-342.

TANAKA, T. S. et PIRBAZARI, M. (1986). Effects of cationic polyelectrolytes on the removal of suspended particulates during filtration. Journal of American Water Works Association, 78(12), 57-65.

TATE, C. H., LANG, J. S. et HUTCHINSON, H. L. (1977). Pilot plant test of direct filtration. Journal of American Water Works Association, 69(7), 379-384.

TIEN, C. (1988). Theoretical analysis of filtration. International Technical Conference on Filtration and Separation Proceedings. American Filtration Society.

TIEN, C. et PAYATAKES, A. C. (1979). Advances in deep bed filtration. Journal of American Institute of Chemical Engineers, 25(7), 737.

TOBIASON, J. E. et O'MELIA, C. R. (1988). Physicochemical aspects of particle removal in depth filtration. Journal of American Water Works Association, 80(12), 54-64.

VANDEVENTER, L. W. et MCAVOY, M. K. (1995). The benefit of on line particle counting: optimisation of pilote and full-scale clarification and filtration processes for removal of Giardia and Cryptosporidium-sized particles. American Water Works Association. National Conference Proceedings, Anaheim, California.

WEST, T., DANIEL, P., MEYERHOFER, P., DEGRACA, A. et GERBA, C. (1994). Evaluation of *Cryptosporidium* removal through high-rate filtration. American Water Works Association. Annual Conference Proceedings, New York, New York, 493-504.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. (1993). Guidelines for drinking water quality. Recommendations, WHO, Geneva.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. (1996). Internationnal Programme on Chemical Safety. Guidelines for drinking water quality. Health criteria and other supporting information, WHO, Geneva.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. (1998). Guidelines for drinking water quality. Health criteria and other supporting information, WHO, Geneva.

YAO, K. M. (1968). Influence of suspended particle size on the transport aspect of water filtration. Doctoral dissertation, University of North Carolina, Chapel Hill.

YAO, K. M., HABIBIAN, M. T. et O'MELIA, C. R. (1971). Water and wastewater filtration: concepts and applications. Environmental Science and Technology, 5, 1105.